



Miljøministeriet
Miljøstyrelsen

Effekter af pesticidpolitiske virkemidler – en integreret analyse af effekter på økonomi, landbrug og fauna

Helle Ørsted Nielsen¹, Chris Topping², Berit Hasler¹,
Tove Christensen³, Lars-Bo Jacobsen³, Anders Branth
Pedersen¹, Tommy Dalgaard⁴ & Anders Fønnesbech-
Wulff¹

1 Institut for Miljøvidenskab, Aarhus Universitet

2 Institut for Bioscience, Aarhus Universitet

3 Fødevarerøkonomisk Institut, Københavns Universitet

4 Institut for Agroøkologi, Aarhus Universitet

Bekæmpelsesmiddel forskning fra Miljøstyrelsen
Nr. 133 2011

Miljøstyrelsen vil, når lejligheden gives, offentliggøre rapporter og indlæg vedrørende forsknings- og udviklingsprojekter inden for miljøsektoren, finansieret af Miljøstyrelsens undersøgelsesbevilling.

Det skal bemærkes, at en sådan offentliggørelse ikke nødvendigvis betyder, at det pågældende indlæg giver udtryk for Miljøstyrelsens synspunkter.

Offentliggørelsen betyder imidlertid, at Miljøstyrelsen finder, at indholdet udgør et væsentligt indlæg i debatten omkring den danske miljøpolitik.

Indhold

TABEL- OG FIGUROVERSIGT	5
FORORD	7
SAMMENFATNING	9
BAGGRUND	9
VIRKEMIDDEL OG POLITIKANALYSER	10
POLITIKSCENARIER	10
ANALYSENS RESULTATER	10
EFFEKTER AF SCENARIO MED 6 M RANDZONE I MARKKANTEN	10
KVOTESCENARIET	11
SAMLET VURDERING OG DISKUSSION	11
MODELKOMPLEKSET	12
SUMMARY	15
BACKGROUND	15
ANALYSES OF POLICY INSTRUMENTS AND POLICY DEVELOPMENTS	16
POLICY SCENARIOS	16
FINDINGS	16
EFFECTS OF A SCENARIO WITH A 6-METRE WIDE BUFFER ZONE AROUND FIELDS	17
EFFECTS OF SCENARIO WITH A TRADABLE PESTICIDE QUOTA	17
GENERAL ASSESSMENT AND DISCUSSION	18
THE MODELLING COMPLEX	18
1 PROJEKTETS FORMÅL OG BAGGRUND	21
1.1 PROJEKTETS BAGGRUND	21
1.2 PROJEKTETS FORMÅL	22
1.3 LÆSEVEJLEDNING	23
2 METODE	25
2.1 POLITIK- OG VIRKEMIDDELANALYSER	25
2.2 SCENARIOUDVIKLING	26
2.3 MODELANALYSER	26
2.3.1 Samfundsøkonomisk modellering	29
2.3.2 Bedriftsøkonomisk modellering	29
2.3.3 Økologisk modellering	30
3 POLITIKANALYSE	33
3.1 TEMA: ØGET IMPLEMENTERING AF AREALBASEREDE VIRKEMIDLER	34
3.1.1 Ramme: EU's landbrugsordninger	34
3.2 TEMA: MARKEDSORIENTERING AF LANDBRUGSPOLITIKKEN	35
3.2.1 Ramme EU's landbrugspolitik efter en global handelsaftale	35
4 SCENARIER	37
4.1 INDFØRELSE AF SPRØJTEFRI RANDZONER	37
4.1.1 Beskrivelse og diskussion af scenarie	37
4.1.2 Implementering af scenariet i AAGE	38
4.1.3 Implementering af scenariet i bedriftsmodellerne	39

4.1.4	Implementering af randzoner i ALMaSS	40
4.2	KVOTESCENARIET	40
4.2.1	Implementering af kvotescenariet i AAGE	40
4.2.2	Implementering i bedriftsmodellen	41
4.2.3	Implementering af kvotescenarie i ALMaSS	42
5	EFFEKTER AF POLITIKSCENARIER	45
5.1	RANDZONESCENARIET	45
5.1.1	Ændringer i landbrugspraksis og pesticidforbrug	45
5.1.2	Effekter på fauna	47
5.1.3	Effekter på vandressourcen	49
5.1.4	Bedrifts- og samfundsøkonomiske omkostninger ved scenariet	49
5.2	KVOTESCENARIET	51
5.2.1	Ændringer i landbrugspraksis og pesticidforbrug	51
5.2.2	Faunaeffekter	53
5.2.3	Effekter på vandressourcen	54
5.2.4	Bedrifts- og samfundsøkonomiske effekter af kvotescenariet	55
5.3	SAMMENLIGNING AF DE TO SCENARIER	56
5.4	DISKUSSION AF RESULTATER	57
5.4.1	Effekter på landbrugspraksis	57
5.4.2	Effekter på fauna i marken	58
5.5	DISKUSSION AF STYRKER, SVAGHEDER, BEGRÆNSNINGER, UDFORDRINGER I MODELSAMMENHÆNGEN	60
6	KONKLUSION	63
6.1	POLITIKANALYSER	63
6.1.1	Effekter på pesticidforbruget generelt	65
6.1.2	Effekter på natur	66
6.1.3	Effekter på vandressourcen	66
6.1.4	Bedrifts- og samfundsøkonomiske effekter	67
6.1.5	Samlet konklusion på scenarieanalyserne	68
6.1.6	Styrker og svagheder ved modelkomplekset	68
7	PERSPEKTIVERING	71
7.1	PERSPEKTIVER FOR VALG AF VIRKEMIDLER	71
7.2	PERSPEKTIVER FOR FREMTIDIG FORSKNING	72
8	REFERENCER	75

Tabel- og figuroversigt

Tabel 1.1 De væsentligste støtteformer og deres konsekvenser.

Tabel 1.2 Oversigt over projektets delanalyser og sammenhænge

Tabel 2.1 Jordtypefordelingen i de to områder.

Tabel 2.2. Bedriftstyper og dyretæthed i de to studieområder 2005

Tabel 4.1 Ændringer i pesticidforbrug i udvalgte afgrøder.

Tabel 4.2. Ændringer i pesticidforbrug for udvalgte afgrøder, kvotescenarie.

Tabel 5.1. Ændringer i behandlingsindeks (BI)

Tabel 5.2. ændringer i arealanvendelsen ved randzone i markkanter, ha

Tabel 5.3 Samfundsøkonomiske effekter af randzonescenariet

Tabel 5.4 Ændringer i pesticidforbrug på jord- og bedriftstype, studieområder.

Tabel 5.5. ændringer i arealanvendelsen ved randzone i markkanter, ha

Tabel 5.6 Effekt på herbicidanvendelsen for bedriftstyper, kvotescenariet

Tabel 5.7 Ændring af pesticidindsatsen i kvotescenariet, pct.

Tabel 5.8 Samfundsøkonomiske ændringer ved et kvotescenarie.

Figur 2.1 Modeller og modelkoblinger

Figur 2.2. De to studieområder ved Bjerringbro og Odense.

Figur 5.1 Ændringer i indikatorarter ved et randzonescenarie

Figur 5.2 Ændringer i indikatorarter ved et kvotescenarie.

Forord

Projektet 'EU's landbrugsordninger og pesticidpolitikken' er gennemført under Miljøstyrelsens Bekæmpelsesmiddelforskningsprogram i samarbejde mellem Institut for Miljøvidenskab, Institut for Bioscience og Institut for Agroøkologi, Aarhus Universitet (AU), samt Fødevarerøkonomisk Institut, Københavns Universitet (KU).

Projektet blev påbegyndt i oktober 2006 og har været fulgt af en følgegruppe bestående af: Seniorkonsulent Claus Jerram Christensen (Dansk Juletræsdyrkerforening), specialkonsulent Jens Erik Jensen (Videncentret for Landbrug), registreringschef Nis Schmidt (Dow AgroSciences Danmark A/S), post doc Søren Navntoft, Institut for Jordbrug og Økologi, KU, forskningsleder Per Kudsk, Institut for Agroøkologi, AU, seniorforsker Beate Strandberg, Institut for Bioscience, AU, specialkonsulent Claus Hansen (Miljøstyrelsen) samt specialkonsulent Jørn Kirkegaard (Miljøstyrelsen).

Vi takker følgegruppens medlemmer for deres interesse i projektet og for de mange gode og konstruktive kommentarer, de har givet undervejs. Vi vil i den forbindelse særligt takke følgende for omhyggelig læsning og indsigtfulde kommentarer til synteserapporten: Nis Schmidt (Dow AgroSciences Danmark A/S), Jens Erik Jensen (Videncentret for Landbrug), Søren Navntoft (Institut for Jordbrug og Økologi, KU), Peter Esbjerg ((Institut for Jordbrug og Økologi, KU), Jens Erik Ørum (Fødevarerøkonomisk Institut, KU), Lise Samsøe-Petersen (Miljøstyrelsen) og Jørgen Schou (Miljøstyrelsen).

Endvidere vil vi gerne takke seniorforsker Jesper Sølvér Schou, dengang DMU, for projektledelse i opstartsfasen, samt akademisk medarbejder Inge Toft Kristensen, GIS-medarbejder Susanne Ladefoged, og seniorforskerne Christen Duus Børgesen og Finn Pilegaard Vinther, Institut for Agroøkologi, AU samt studentermedhjælper Joan Bloch Jensen, Institut for Miljøvidenskab, AU.

Analysen, konklusioner og vurderinger i rapporten er alene forfatterens ansvar.

Denne rapport er en synteserapport, der skal skabe overblik og perspektivere projektets resultater. Vi har derfor tilstræbt at holde metodiske redegørelser til et minimum, men sådanne kan læses i projektets faglige bilagsrapporter. De angivne årstal henviser til de år i projektforløbet de blev udarbejdet. Alle noter blev redigeret i 2010 i forbindelse med færdiggørelse, af projektet.

Disse er følgende:

Bilag 1: Christensen, Tove, Helle Ørsted Nielsen & Anders Branth Pedersen (2007): Effektivitet af virkemidler i pesticidpolitikken.

Bilag 2: Pedersen, Anders Branth, Helle Ørsted Nielsen, Tove Christensen (2007): Muligheder og barrierer på kort sigt i EU's landbrugsordninger.

Bilag 3: Nielsen, Helle Ørsted, Tove Christensen, & Anders Branth Pedersen (2007): Mulige udviklingstendenser i EU's landbrugspolitik på langt sigt.

Bilag 4: Nielsen, Helle Ørsted, Berit Hasler, Lars-Bo Jacobsen, Chris Topping, Tommy Dalgaard, Tove Christensen & Anders Branth Pedersen (2010): Beskrivelse af politikscenarier.

Bilag 5: Jacobsen, Lars-Bo (2010): Samfundsøkonomiske konsekvenser af en reduceret pesticidindsats i dansk landbrug.

Bilag 6: Fønnesbech-Wulff, Anders, Berit Hasler og Helle Ørsted Nielsen (2010). Økonomisk modellering af landbrugets tilpasning til pesticidregulering. Baseret på beregninger med bedriftsmodeller i to case-områder.

Bilag 7: Dalgaard, Tommy, Christen Duus Børgesen og Finn Pilegaard Vinther (2010): Analyse af konsekvenser for drikkevandsinteresserne - baseret på modelberegninger af kvælstofudvaskning fra landbruget.

Bilag 8: Topping, Chris J. og Toke T. Høye (2010). Report on the wildlife impacts of unsprayed margin and quota scenarios as modelled in ALMaSS.

Sammenfatning

Denne rapport sammenfatter resultater fra projektet ***EU's landbrugsordninger og pesticidpolitikken*** i en syntese. Projektet undersøger mulighederne for at understøtte målene i den danske pesticidpolitik, som formuleret i Pesticid-handlingsplan 2004-2009, gennem brug af EU's landbrugsordninger. Disse mål omfatter et generelt mål om at reducere behandlingshyppigheden samt effektmål om fremme af flora og fauna, beskyttelse af bestemte arealer (fx vandindvindingsarealer) og overholdelse af godkendelsesvilkår.

Projektet bygger på de senere års udvikling af økonomiske og biologiske konsekvensmodeller på landbrugsområdet og tager skridtet videre i retningen af at udvikle et modelkompleks til ***kvantitative integrerede konsekvensvurderinger*** af konkrete politik-scenarier. Projektet har således haft til formål at udvikle dette koncept, teste det og anvende det på udvalgte scenarier.

Baggrund

Ingen af de hidtidige pesticidplaner har levet op til forventningerne; det gælder fx hverken responsen på afgifter eller tilslutningen til arealbaserede virkemidler såsom udlægning af randzoner. Projektets udgangspunkt har derfor været, at der var behov for analyser, der kunne kvantificere miljøeffekterne af forskellige landbrugs- og pesticidpolitiske tiltag med henblik på at vurdere, hvordan og i hvilket omfang forskellige typer af virkemidler kunne understøtte målene i den danske pesticidpolitik. Det har samtidig været afgørende at tage højde for, at virkemidlernes miljøeffekt går gennem ændringer i landbrugspraksis, hvorfor projektet skulle omfatte analyser af, hvordan landbrugspraksis tilpasses konkrete virkemidler og dernæst, hvordan ændringer i praksis påvirker natur og miljø.

Projektet består således af to overordnede dele: en analyse af forskellige virkemidlers effektivitet og muligheden for at implementere de mest hensigtsmæssige virkemidler inden for rammerne af EUs landbrugspolitik, samt en række modelanalyser der beregner konsekvenserne af de udvalgte virkemidelscenarier. Modelanalyserne gennemføres på bedrifts- og landskabsniveau i to studieområder i hhv. Bjerringbro-Hvorslev i Midtjylland og i Odense Åoplandet på Fyn.

Undersøgelsen benytter en scenarietilgang, hvor der er udvalgt to pesticidpolitiske virkemidler; et der i særlig grad er målrettet mod at reducere behandlingshyppigheden og et arealbaseret virkemiddel med fokus på forbedring af faunaeffekter. Scenarierne er udvalgt på baggrund af dels en meta-evaluering af tidligere gennemførte pesticidpolitiske virkemidlers effekt og dels af analyser af hvilke virkemidler det på hhv. kort og langt sigt, vil være muligt og hensigtsmæssigt at gennemføre inden for udviklingen i EU's landbrugsordninger, idet EU's landbrugspolitik udgør en væsentlig del af rammevilkårene for dansk landbrug.

Virkemiddel og politikanalyser

På baggrund af analyserne af virkemidler i pesticidpolitikken konkluderes, at økonomiske virkemidler som en omsættelig pesticidkvote eller en pesticidafgift, sandsynligvis ville være mest hensigtsmæssige med henblik på en generel reduktion af pesticidanvendelsen, idet disse midler vurderes at være mest omkostningseffektive.

I forhold til reduktion af geografisk bestemte natur- og miljøeffekter anbefales arealbaserede virkemidler, men det vurderes, at disse skal gøres mere attraktive, fx i form af højere tilskudssatser, eller skal gøres obligatoriske for at få den fornødne udbredelse.

Politikanalyserne peger på, at EU's landbrugsordninger giver god mulighed for at indføre begge typer af virkemidler både på kort og på langt sigt.

Politikscenarier

På baggrund af disse analyser, er der udvalgt to politikscenarier: det ene er en 6 meter bred obligatorisk og permanent randzone om hver mark; dette scenarie rettes således mod geografisk betingede effekter af pesticidforbrug.

Det andet scenarie omhandler en omsættelig pesticidkvote, hvor kvoten sættes 25 % under det samlede pesticidforbrug i 2003, hvilket bringer det samlede behandlingsindeks ned på 1,7 – den officielle målsætning i pesticidplanen. Scenariet rettes således mod det generelle pesticidniveau.

For hvert af disse scenarier har projektet undersøgt effekterne på hhv. landbrugspraksis, fauna, vandressourcer samt bedrifts- og samfundsøkonomiske omkostninger. Konkret måles natureffekter på udviklingen i seks faunaarter, der lever i og/eller omkring marken, nemlig edderkop, bille, sanglærke, agerhøne, hare og markmus. Mht. vandressourcen er der ikke en direkte sammenhæng mellem behandlingsindeks og tab af pesticider til vandressourcen, men det danske pesticidvarslingsprogram har vist risiko for udvaskning af en række pesticider og/eller deres nedbrydningsprodukter, når disse pesticider tildeles i maksimalt tilladte doseringer (Rosenbom et al., 2010; tabel 17 og 19).

Analysens Resultater

Sammenfattende viser scenarieanalyserne, at de to scenarier fører til markant forskellige reduktioner i pesticidforbruget. Samtidig giver de relativt ens og relativt små ændringer i arealanvendelse. Ingen af scenarierne giver betydelige positive effekter på natur målt på faunaarter i markerne, om end effekterne også varierer fra art til art. Nedenfor oplyses effekterne for hvert af scenarierne.

Effekter af scenarie med 6 m randzone i markkanten

- Pesticidanvendelsen reduceres kun lidt, nemlig hhv. 3 og 4 % i de to caseområder Odense og Bjerringbro. Reduktionen må dog antages at være undervurderet, idet den anvendte bedriftsmodel ikke indeholder en GIS-komponent og derfor ikke har kunnet placere randzonerne fysisk i landskabet. Beregningerne antager i stedet, at randzonen kan placeres i afgrøder, hvor det er billigst at reducere pesticidanvendelsen.

- Det relativt lille reduktion af pesticidforbruget skyldes endvidere, at scenariet medfører meget beskedne ændringer i **afgrødevalget, dvs. arealanvendelsen**. Det skyldes, at scenariet ikke påvirker de relative priser mellem forskellige afgrøder, fx pesticidkrævende og mindre pesticidkrævende afgrøder, nok til, at det giver incitament til at skifte afgrøder.
- Der sker heller ikke nogen nævneværdig ændring i anvendelsen af mekaniske bekæmpelsesmidler.
- **Effekterne på faunaens udbredelse og antal** er generelt meget små. Randzonen scenariet giver dog en stor positiv respons for agerhønen samt en lille respons for sanglærken. Men generelt konkluderes, at randzoner omkring marker, som de her implementeres og måles, ikke giver en stor effekt.
- For så vidt angår **effekter på vandressourcen** vil et scenario med 6 m sprøjtefri randzoner hverken påvirke pesticid- eller kvælstofudvaskningen signifikant.
- **Bedriftsøkonomisk** er randzonen scenariet relativt dyrt i Odense-oplandet, hvor det vil koste 5433 kr./ha at implementere dette scenario, mens det i Bjerringbro-området kun vil koste 108 kr./ha. Forskellen mellem de to områder skyldes forskelle i afgrødefordeling og udbytte på grund af store forskelle i jordtypefordelingen mellem de to områder. Et randzonen scenario hvor landmanden ikke kan vælge at lægge randzonen i en afgrøde med lavt pesticidbehov, vil som nævnt være mere omkostningskrævende.
- Samfundsøkonomisk viser modellerne, at randzonen scenariet ville reducere BNP med ca. 0,3 promille.

Kvotescenariet

- I dette scenario reduceres **pesticidanvendelsen** markant mere, nemlig i gennemsnit 28 % i de to områder. Kvoten er modelleret som en ændring af pesticidprisen som følge af, at landmanden skal købe kvote. Det er beregnet, at pesticidprisen forhøjes med 84,32 % for fungicid/insekticid og med 83,45 % for herbicid (Jacobsen 2010, bilag 5).
- Afgrødefordelingen, dvs. arealanvendelse, ændres ikke markant, men der sker dog en reduktion i arealet med vårafgrøder og en stigning i arealet med vinterafgrøder.
- Der sker en øget anvendelse af mekaniske bekæmpelsesmetoder som strigling og radrensning.
- **Effekterne på faunaens antal og udbredelse** er dog også i dette scenario meget små, og i øvrigt negative. Agerhønen påvirkes således negativt i kvotescenariet; det samme gælder i mindre grad for harer og sanglærker.
- I forhold til effekter på **vandressourcen** vil kvotescenariet kunne reducere pesticidbelastningen med omkring 22 % i det fynske område og 34 % i Bjerringbro-området, mens der ikke ser ud til at være noget betydeligt potentiale for sidegevinster i form af beskyttelse mod nitratudvaskning.
- **Bedriftsøkonomisk** medfører kvotescenariet omkostninger på hhv. 376 kr. og 265 kr./ha. årligt i Odense og Bjerringbro.
- Den samfundsøkonomiske påvirkning beløber sig også i dette scenario til en reduktion af BNP på ca. 0,3 promille.

Samlet vurdering og diskussion

Analysen viser, at pesticidreduktionen er beskedne, dvs. blot 3-4 % i randzonen scenariet, mens forbruget reduceres med hele 28 % i gennemsnit for de to områder i kvotescenariet. Alligevel er effekterne på faunaens udbredelse i begge scenarier generelt meget små. Randzonen scenariet giver dog positive

effekter på agerhønen og sanglærken, mens kvotescenariet faktisk giver negative effekter på bestandene af agerhøns, harer og sanglærker.

En forklaring bag de relativt små effekter er, at begge scenarier kun giver anledning til små ændringer i afgrødevalget på bedriftsniveau i de to studieområder, om end ændringerne er større i kvotescenariet. Dertil kommer følgende forklaringer på de generelt små effekter:

- Pesticider er ikke den afgørende faktor i forhold til påvirkning af disse arter; dyrkningspraksis i marken har langt større betydning for de seks arter der her måles på. Afgrødens tæthed og landskabsstruktur har stor indflydelse på, om landskabet rummer tilstrækkeligt med velegnede habitater. Et landskab præget af store homogene marker med få forskellige afgrøder hæmmer udviklingen af faunaarterne, og dertil kommer, at afgrødens højde og biomasse ikke ændres væsentligt som følge af reduceret pesticidanvendelse.
- Faktorer virker modsatrettede; fx kan reduceret pesticidanvendelse godt øge insektbiomassen, men sker der samtidig en reduktion i åbne sprøjtespor bliver der mindre adgang for insekter. Derfor kan påvirkningen af fuglearterne gå i modsat retning af det forventede.

Samlet set konkluderer analysen, at ingen af de to politikscenarier forekommer velegnede i forhold til at forbedre den biologiske mangfoldighed i marklandskaber målt ved de seks faunaarter, der er anvendt i denne analyse. De anvendte virkemidler er tilsyneladende ikke skrappe nok til for alvor at påvirke valget af afgrøder. Konklusionen gælder dog med forbehold for, at de anvendte modeller i visse henseender indebærer begrænsninger i forhold til en fuldt realistisk modellering af virkeligheden. Dertil kommer, at andre scenarier, fx randzoner langs vandløb og hegn, kan tænkes at føre til andre konklusioner end randzoner som her implementeret, ligesom måling på andre arter også kunne føre til andre konklusioner.

Generelt kan der dog med nærværende undersøgelse stilles spørgsmålstegn ved, om det er hensigtsmæssigt at tage udgangspunkt i regulering af pesticidanvendelsen, hvis målet er at opnå bedre natur. Det ville være mere frugtbart at begynde analysen med at diskutere, hvilken type natur man stiler mod og først dernæst diskutere, hvilke virkemidler der kan frembringe den ønskede naturkvalitet.

Modelkomplekset

Analyserne har vist perspektiverne i at søge at inddrage hele spektret fra samfundsøkonomiske konsekvenser over landbrugspraksis til natureffekter. Det har givet mulighed for en nuanceret forståelse af både direkte og indirekte, samt positive og negative effekter af de analyserede politiktiltag. I den forstand er modelkomplekset vellykket.

Men modelanalyserne har også påvist, at sammenkoblingen mellem modellerne i deres nuværende form ikke er enkel; de varierer både med hensyn til detaljeringsgraden på forskellige parametre samt i deres grundlæggende filosofi. Bl.a. har det været en udfordring at bedriftsmodellerne ikke, ligesom ALMaSS, er rumlige, dvs. ikke har kunnet kobles til konkrete landskaber. Dertil kommer, at ALMaSS er en agentbaseret model, der arbejder bottom-up, mens økonomimodellerne er ligevægtsmodeller, der opstiller rammer inden for hvilke landmændene kan agere, dvs. en mere top-down orienteret til-

gang. Undersøgelsen peger derfor på perspektiverne i at videreudvikle modeller og modelkomplekser, der bygger på samme logik og kan *integre* landbrugsmæssige, økonomiske, sociale og biologiske forhold.

Summary

This report presents a synthesis of the findings from the research project, '*EU agricultural policy and the (Danish) pesticide policy*'. The project examines the potential for using EU agricultural policy to help achieve the objectives laid out in the Danish pesticide policy as these were stated in the Pesticide Action Plan 2004-2009. These include an objective of a general reduction of pesticides measured in terms of a lower treatment frequency index (TFI) as well as more specific objectives regarding improvement to flora and fauna, protection of certain areas (e.g. water abstraction areas) and compliance with pesticide permit terms.

The project is based on recent developments in economic and biological models in the field of agriculture and attempts to advance these a step further by developing a model complex for quantitative and integrated assessment of specific policy scenarios. Thus the purpose of the project has been to develop this concept, to test it and to apply it to specific policy scenarios.

Background

None of the pesticide plans introduced thus far have lived up to expectations, including for instance farmer response to pesticide taxes or their rate of participation in voluntary agro-environmental policy schemes such as no-spray buffer zones. Hence, the point of departure for this project is that there is a need for new analyses that quantify the environmental effects of various agricultural and pesticide policy instruments in order to assess how and to what extent different types of policy instruments will contribute to the achievement of the objectives in the Danish pesticide plan. Furthermore, since our understanding is that the environmental effect of policy instruments is channeled through changes in agricultural practices, the project has incorporated firstly, analyses of how agricultural practices change in response to policy instruments and secondly, how changes in agricultural practices affect nature and the environment.

The project encompasses two main parts: one is an analysis of the effectiveness of different policy instruments and the possibility of implementing the most promising measures within the parameters of the EU agricultural policy; the other part consists of a number of model simulations that calculate the effects of specific policy instruments selected in a scenario analysis. The model analyses are carried out at farm and landscape levels in two study areas, Bjerringbro-Hvorslev in Central Jutland and the Odense River catchment on the island of Funen.

The study employs a scenario approach, represented in two policy instruments for regulation of pesticides. One of these policy instruments targets reductions in the treatment frequency index, while the other is an agro-environmental subsidy aiming to improve conditions for fauna. The scenarios are chosen partly based on a meta-evaluation of previously implemented policy instruments, partly based on analyses of the short term and long term feasibility of implementing different policy instruments under different scenarios

for development of the EU agricultural policy. EU agricultural policy constitutes an important framework condition for Danish agriculture.

Analyses of Policy instruments and policy developments

Analyses of policy instruments for regulation of pesticides conclude that economic instruments such as a tradable pesticide quota or a tax on pesticides would be most appropriate with regards to bringing about a general reduction in pesticide usage. This owes to the cost-effectiveness of such instruments. With regards to reducing pesticide effects on nature and the environment the analyses suggest policy instruments that target certain areas such as buffer zones or wetlands, but evaluations indicate that the policy design should be made more attractive to farmers than has previously been the case, e.g. through higher subsidies, or they should be implemented as mandatory requirements in order to ensure the necessary rate of participation.

The analyses further indicate that the common agricultural policy of the EU offers adequate opportunities for introducing both types of policy instruments in the short as well as the long term.

Policy scenarios

Based on these analyses two policy scenarios were selected for further analysis: One scenario involves a 6-metre wide mandatory and permanent buffer zone around the margin of each field; this scenario targets geographically specific effects of pesticide usage.

The other scenario involves implementation of a tradable pesticide quota; the quota implies a 25 % reduction of pesticides nationally compared with 2003 levels. This would bring total pesticide consumption down to the equivalent of a treatment frequency index of 1.7, matching the objective of the pesticide action plan. The scenario thus targets the general level of pesticide usage.

For each of these scenarios we have examined effects with regards to agricultural practices, development in fauna, risk to drinking water and economic costs at the level of the farm as well as in the national economy. Effects on nature are measured specifically in the development of six fauna species, which live primarily in or around the cultivated fields, i.e. a spider, a beetle, the skylark, the partridge, the hare and the vole. As for drinking water, it has not been established that a high treatment frequency bears directly on leaching of pesticides to the water resource, but the Danish pesticide monitoring programme has demonstrated some risk of leaching of a number of pesticides or their derivatives when these are applied in the maximum dosages allowed (Rosenbom et al., 2010; tables 17 and 19).

Findings

Overall, the analyses show that the two scenarios lead to significantly different reductions in pesticide usage. At the same time the two scenarios produce relatively similar and quite small changes in land use. Neither of the two scenarios generates significant positive effects on nature as measured by the development in six fauna species in and around the fields, although effects vary among the species. Below effects of each of the scenarios are listed.

Effects of a scenario of a 6-metre buffer zone around fields

- Pesticide usage is reduced by only 3 and 4 %, respectively, in each of the two case study areas. However, this modelling result may underestimate the true effect on pesticide usage. The farm level model does not include a GIS component, thus preventing a physical-geographic positioning of the buffer zones in the landscape. Instead, the model assumes that buffer zones are placed in the crops where pesticides may be reduced at the lowest cost.
- The relatively small reduction in pesticide usage owes to the fact that the buffer zone scenario generates rather modest changes in land use. In addition to the modelling effect cited above, the explanation is that the scenario does not affect the relative prices between different crops with high versus crops with low needs for pesticides sufficiently to prompt farmers to switch crops.
- The scenario also does not produce any marked change in the use of *mechanical control* methods.
- **Scenario impact on the occurrence and abundance of the six fauna species** is generally quite small. The buffer zone scenario does produce a large positive response for the partridge and a small positive response for skylark. But generally the study concludes that pesticide free buffers around fields do not produce a significant impact on wildlife measured by the six species included in this study.
- As for **impact on water resources** the buffer zone as implemented here affects neither pesticide nor nitrate leaching significantly.
- Measured in **farm economic costs** the buffer zone is relatively expensive in one of the two study areas, amounting to a cost per hectare of DKK 5433 in the Odense study area compared with only DKK 108 per hectare in the Mid-Jutland study area. The difference is due to differences in land use and crops, which in turn are caused by different dominant soil types in the two areas. The scenario would have been more costly, if it had been implemented as intended, i.e. forcing the placement of buffer zones in margins of all fields instead of in the least costly crops.
- Finally, the models calculate that the scenarios would reduce the GNP by 0.3 per mille.

Effects of scenario with a tradable pesticide quota

- **Pesticide usage** is reduced by as much as 28 % on average for the two study areas. The quota is modelled as a change in pesticide prices, which is comparable to the farmer having to buy quota. Model calculations show that the quota increases the prices of fungicides and insecticides as well as herbicides by about 84 % (Jacobsen 2010, appendix 5).
- The scenario does not induce significant changes in **land use or crop distribution** although it leads to a small reduction in spring crops and an increase in the area with winter crops.
- The use of **mechanical control methods** such as inter-row weeding increases.
- However, **effects on the occurrence and abundance of the six fauna species** remain small also in this scenario and in fact the changes that occur are negative. Thus the partridge responds negatively to the quota scenario. The same holds for hares and skylarks but to a lesser degree.
- As for **effects on water resources** the quota scenario could reduce pesticide impact by 22 % in the Odense study area and by 34 % in the Mid Jutland

- **Costs at farm level** amount to DKK 376 per hectare and DKK 265 per hectare for the Odense area and the Bjerringbro area, respectively.
- **Socio-economic costs** from the quota scenario are comparable to the buffer zone scenario, i.e. a reduction of GNP of about 0.3 per mille.

General Assessment and discussion

The study shows that scenario effects on pesticide reduction are quite modest for the buffer zone scenario, i.e. a reduction of only 3 to 4 % while in the quota scenario usage is reduced by as much as 28 % on average for the two study areas. Even so, the impact on the six fauna species is generally quite insignificant in both scenarios. The buffer zone scenario does generate positive effects for partridge and skylark, while the quota scenario actually leads to negative effects on the population of partridge, skylark and hare.

One explanation for these relatively small effects is that both scenarios produce rather insignificant changes in land use patterns. In addition, the following factors explain the small effects from the scenarios:

- Pesticides are not the limiting factor in terms of the development of the species included here; in-field practices are much more important. Crop density and landscape structure help determine whether a field offers suitable food resources and habitats for the six species. Thus, the large homogenous fields are a detriment to wildlife development, and the change in pesticide usage does not significantly affect crop height and biomass.
- Pairs of factors are antagonistic. E.g. reductions in spraying may increase insect biomass, but reduction in open tramlines limits access for insects. Hence, the impact on birds may be the opposite of what would be expected.

Overall, the analysis leads suggests that neither of the two policy scenarios appears suitable for the purpose of improving biodiversity in agricultural landscapes as measured by the six indicator species. It would seem that the two policy scenarios are too weak to affect the choice of crops significantly. Yet, this conclusion is tempered by the fact that the models used impose restrictions, which are not entirely realistic. It should also be noted that other policy scenarios such as pesticide free margins along water courses and hedge rows might lead to a different conclusion than that for margins around fields, just as inclusion of other species in the model might lead to a different conclusion.

However, generally our study raises doubt as to the appropriateness of taking pesticide regulation as the point of departure for a quest to improve nature. In future analyses, it might be more fruitful to begin by discussing what kind of nature is desired and only then discuss what policy instruments would be effective in bringing about such quality of nature.

The modelling complex

The analyses undertaken here have demonstrated the potential benefits of including the entire range of effects from socio-economic consequences through changes in agricultural practices to effects on nature; it has opened

up the possibility for a nuanced understanding of direct as well as indirect, positive and negative effects of the two policy scenarios. In this sense, the integrated modelling exercise has been successful.

But the analyses have also shown that the linking of models in their current forms is far from simple; the models vary both with regards to their degree of detail and in their fundamental philosophy. Hence, it has been an analytical challenge that the farm-level models unlike the ecological model, ALMaSS, lack a spatial component that would allow for a concrete physical placement of buffer zones in the landscape. Furthermore, ALMaSS is an agent-based model, which is bottom-up in its approach while the economic models are equilibrium models that delimit the possible responses in farmer behaviour, i.e. more of a top-down approach. The study therefore points to the potential for further development of the models and of the model complex in order to ensure that they be built on the same logic and may *integrate* agricultural, economic social and biological parameters.

1 Projektets formål og baggrund

Projektet **EU's landbrugsordninger og pesticidpolitikken** undersøger mulighederne for at understøtte målene i den danske pesticidpolitik gennem brug af både EU's landbrugsordninger og virkemidler der ikke pt. er indeholdt i EU's landbrugspolitik, som målene er formuleret i Pesticidhandlingsplan 2004-2009. De omfatter et generelt mål om at reducere behandlingshyppigheden samt effektmål om fremme af flora og fauna (det terrestriske miljø), beskyttelse af bestemte arealer (fx vandindvindingsarealer) for at undgå udvaskning til grundvandet, beskyttelse af overfladevand og overholdelse af godkendelsesvilkår, bl.a. med henblik på at opnå det mindst mulige pesticidindhold i fødevarerne.

1.1 Projektets baggrund

Pesticidhandlingsplanens mål danner rammen for projektet. Ved projektets start i 2006 gik udviklingen i landbruget i retning af stigende behandlingshyppighed, og der var således god grund til at undersøge om pesticidpolitikens virkemidler kunne gøres mere effektive, samt om ændringer i behandlingshyppigheden giver anledning til ændringer i natur- og miljøtilstanden.

EU's fælles landbrugspolitik udgør en væsentlig del af rammevilkårene for dansk landbrug. Landbrugspolitikken indeholder to primære elementer – enkeltbetalingsordningen, som yder støtte til ejere af landbrugsjord, samt landdistriktsprogrammet, der bl.a. yder tilskud til miljøvenligt jordbrug. **Enkeltbetalingsordningen**, der blev vedtaget i 2003, afløste tidligere tiders prisstøtte samt areal- og dyrestøtte. Nøgleprincippet i denne reform var, at landbrugsstøtten skulle gives som en direkte støtte til landmanden og skulle afkobles fra produktionen (med undtagelse af enkelte afgrøder). Målet er, at landbruget i stadig højere grad skal drives på markedsvilkår. Støtte under enkeltbetalingsordningen er dog betinget af, at landmanden overholder en række krav, primært krav vedrørende sundhed og miljøregulering. **Landdistriktsprogrammet** giver støtte til miljøvenlige produktionsmetoder i landbruget, herunder forskellige arealbaserede ordninger til reduktion af pesticidforbruget. Hvor enkeltbetalingsordningen er fuldt finansieret af EU, er landdistriktsprogrammet 50 % nationalt finansieret. Landbrugsreformen indebærer en gradvis overflytning af midler fra enkeltbetalingsordningen til landdistriktsprogrammet.

Da forskellige støtteformer påvirker produktionens intensitet og sammensætning på forskellig måde, vil de miljømæssige konsekvenser også være forskellige (se tabel 1.1).

Tabel 1.1 De væsentligste støtteformer og deres konsekvenser.

Støtteform	Virkemåde	Påvirkning
Produktionsstøtte (hektar og dyr)	Fast tilskud til bestemte afgrøder og husdyr. Omfatter kun omdriftsjord.	Incitament til generelt at fastholde produktionen. Arealanvendelse påvirkes direkte; produktionsintensitet ændres som følge af ændret afgrødevalg.

Enhedsstøtte	Fast tilskud pr. ha til alt landbrugsjord.	Incitament til at fastholde arealer i landbrugsmæssig anvendelse.
Tilskud til miljøvenlig drift (landdistriktsprogram)	Tilskud til afgræsning, reduceret kvælstofanvendelse, randzoner, etc.	Incitament til at indgå aftaler med myndigheder vedr. miljøvenlig drift på bestemte arealer i en given periode.

Pesticidhandlingsplan 2004-2009 har ligesom den foregående pesticidplan stillet mål om bl.a. randzoner langs alle målsatte vandløb og søer over 100m². Ingen af handlingsplanerne har vist sig effektive til at indfri disse mål: Efter pesticidhandlingsplanen i 2002 blev det vurderet, at der var sprøjtefri randzoner på 8.300 ha, hvor målet var 20.000 ha. Kun 1 % af de etablerede randzoner blev etableret under tilskudsordningen Miljøvenlige Jordbrugsforanstaltninger (MVJ-ordningen) (Rambøll Management, 2008). Pesticidhandlingsplan 2004-2009 medførte ingen stigning i anvendelsen af disse tilskud, og heller ikke i de øvrige arealbaserede ordninger, der blev besluttet.

Måske i konsekvens af den ringe tilslutning til virkemidlet indeholder regeringens og Dansk Folkepartis aftale om Grøn Vækst af juni 2009 lovkrav om udlægning af 10 meter brede dyrknings-, gødnings- og sprøjtefri randzoner langs vandløb og søer over en vis størrelse. Målet er på den måde, at der i 2012 skal være i alt 50.000 ha. randzoner. Aftalen er indgået efter analysen af nærværende undersøgelse begyndte.

1.2 Projektets formål

I lyset af at hidtidige virkemidler ikke har indfriet forventningerne, er der behov for analyser, der kan kvantificere miljøeffekterne af forskellige landbrugs- og pesticidpolitiske tiltag med henblik på at vurdere, hvordan og i hvilket omfang forskellige typer af virkemidler kunne understøtte målene i den danske pesticidpolitik. Det er afgørende at tage højde for, at virkemidlernes miljøeffekt går gennem ændringer i landbrugspraksis, og sådanne undersøgelser bør derfor omfatte analyser af, hvordan landbrugets praksis tilpasses konkrete virkemidler, og dernæst hvordan ændringer i praksis påvirker natur og miljø. Nærværende projekt har således haft til formål at koble økonomiske modeller, der beregner økonomiske konsekvenser af forskellige virkemidler og de deraf følgende ændringer i landbrugspraksis, med modeller der beregner natureffekter af ændret landbrugspraksis. Konkret måles disse effekter på seks udvalgte arter af fauna i markerne samt ved ændringer i pesticidpres på vandressourcen.

Projektet bygger på de senere års udvikling af økonomiske og biologiske konsekvensmodeller på landbrugsområdet og tager skridtet videre i retningen af at udvikle et modelkompleks til **kvantitative integrerede konsekvensvurderinger** af konkrete politik-scenarier. Projektet har således til formål at udvikle dette koncept, teste det og anvende dette på udvalgte scenarier.

Nogle af de tidligere analyser der har søgt at kvantificere miljøeffekter af landbrugspolitiske ændringer (Schou et al. 1996; Schou et al. 2000), har været på nationalt niveau og har været forholdsvis grove, mens andre har været mere detaljerede og enten regionalt eller bedriftsbaserede (Dalgaard et al., 2002; Hasler 1998; Rygnestad et al. 2002). Men med indførelsen af de generelle landbrugsregistre for afgrøder og husdyr (GLR og CHR) er det blevet muligt at udføre langt mere detaljerede analyser med stor geografisk opløs-

ning. Konsekvenserne af forskellige virkemidler beregnes således med udgangspunkt i ændringer på bedrifts- og markniveau.

Projektet benytter en scenarietilgang, hvor der udvikles to virkemiddelscenarier der kunne understøtte den danske pesticidpolitik. Scenarierne opstilles på baggrund af analyser af udviklingsperspektiverne for EU's landbrugspolitik på kort og på langt sigt. Idet de budgetmæssige rammer for EU's landbrugspolitik er fastlagt frem til 2013, fortolkes kort og langt sigt som perioderne hhv. før og efter 2013. Konsekvenserne af hvert af disse to scenarier er genstand for modelanalyser, således at der sker en konsistent kvantitativ analyse af både de økonomiske konsekvenser, ændringer i landbrugspraksis og konsekvenserne heraf for relevante naturforhold. Kapitel 2 redegør nærmere for de metoder der er anvendt i projektets delanalyser og for sammenhængen mellem disse analyser.

Overordnet har projektets mål således været at **udvikle og teste** et tværvidenskabeligt modelkoncept for integreret konsekvensanalyse af politikscenarier. Men resultaterne af disse analyser kan ydermere give et konkret bidrag til formuleringen af pesticidpolitikken nationalt og på EU plan.

1.3 Læsevejledning

Tabel 1.2 giver en oversigt over projektets delanalyser og sammenhængen mellem dem. Tallene i parentes henviser til bilagsnummer, jf. bilagsoversigten sidst i dette kapitel.

Tabel 1.2 Oversigt over projektets delanalyser og sammenhænge

Fase 1 Politik- og virkemiddelanalyser		
Analyse af tendenser i landbrugspolitikken på kort sigt (2)	Analyse af virkemidler til opfyldelse af pesticidpolitikens mål (1)	Analyse af tendenser i landbrugspolitikken på længere sigt (3)
↓		
Udvikling af to scenarier med fokus på hhv. det korte og lange sigt omfattende sammenhæng til udviklingen i landbrugspolitikken og valg af virkemidler (4)		
Fase 2 Modelanalyser		
Analyser med <i>AAGE modellen</i> til kvantificering af den generelle udvikling i landbrugsproduktionen i baseline og i scenarierne (5)		
Udvikling af <i>bedriftsmodeller</i>	Tilvejebringelse af landbrugsdata for case-områder	Modellink mellem AAGE, bedriftsmodeller og ALMaSS baseret på landbrugsdata for case-områderne
↓		
Scenarieanalyser ved anvendelse af bedriftsmodeller til kvantificering af ændret landbrugspraksis, herunder arealer i omdrift, ekstensiverede arealer, afgrødesammensætning, pesticid- og gødningsanvendelse, dyrkningsteknologi samt økonomiske konsekvenser heraf (6)		
↓		
Udvikling af faunaindex til præsentation af resultater fra ALMaSS (8)	Scenarieanalyser af faunaeffekter ved anvendelse af ALMaSS baseret på input fra bedriftsmodeller (8)	Scenarieanalyser knyttet til den geografiske fordeling af resultater fra bedriftsmodeller i forhold til drikkevandsinteresser (7)
Synteserapport		

Synteserapporten har følgende opbygning: Kapitel 2 beskriver projektets metode og sammenhæng mellem dets dele. Kapitel 3 redegør for hovedlinjerne i analyserne af udviklingen i EU's landbrugspolitik, og lægger dermed op til udvælgelse af konkrete virkemiddelscenarier til den videre analyse. De to scenarier omfatter hhv. en obligatorisk sprøjtefri randzone og en omsættelig pesticidkvote. Kapitel 4 beskriver dernæst de to valgte scenarier, som de er implementeret i de videre analyser. Kapitel 5 fremlægger og diskuterer modelanalysernes resultater, idet analyserne først gennemgås for scenariet med udlægning af randzoner, dernæst for scenariet med en omsættelig pesticidkvote. Kapitel 6 konkluderer på de spørgsmål, projektet har søgt at besvare, mens undersøgelsens resultater i kapitel 7 perspektiveres både i relation til fremtidig pesticidpolitik såvel som til en relevant forskningsdagorden.

Denne synteserapport sammenfatter som nævnt analysernes overordnede resultater, mens en række bilagsrapporter redegør mere detaljeret for hvert af projektets delanalyser og metoder. Der vil i løbet af synteserapporten blive henvist til disse bilagsrapporter. De otte bilagsrapporter er:

Bilag 1: Christensen, Tove, Helle Ørsted Nielsen & Anders Branth Pedersen (2007): Effektivitet af virkemidler i pesticidpolitikken.

Bilag 2: Pedersen, Anders Branth, Helle Ørsted Nielsen, Tove Christensen (2007): Muligheder og barrierer på kort sigt i EU's landbrugsordninger.

Bilag 3: Nielsen, Helle Ørsted, Tove Christensen, & Anders Branth Pedersen (2007): Mulige udviklingstendenser i EU's landbrugspolitik på langt sigt.

Bilag 4: Nielsen, Helle Ørsted, Berit Hasler, Lars-Bo Jacobsen, Chris Topping, Tommy Dalgaard, Tove Christensen & Anders Branth Pedersen (2010): Beskrivelse af politikscenarier.

Bilag 5: Jacobsen, Lars-Bo (2010): Samfundsøkonomiske konsekvenser af en reduceret pesticidindsats i dansk landbrug.

Bilag 6: Fønnesbech-Wulff, Anders, Berit Hasler og Helle Ørsted Nielsen (2010). Økonomisk modellering af landbrugets tilpasning til pesticidregulering. Baseret på beregninger med bedriftsmodeller i to case-områder.

Bilag 7: Dalgaard, Tommy, Christen Duus Børgesen og Finn Pilegaard Vinther (2010): Analyse af konsekvenser for drikkevandsinteresserne - baseret på modelberegninger af kvælstofudvaskning fra land-bruget.

Bilag 8: Topping, Chris J. og Toke T. Høye (2010). Report on the wildlife impacts of unsprayed margin and quota scenarios as modelled in ALMaSS.

2 Metode

Projektet er opbygget af to dele, der som fælles omdrejningspunkt har udviklingen og analysen af to politikscenarier. Projektets to dele er:

- Politik- og virkemiddelanalyser. Disse analyser indledes med en litteraturbaseret metaanalyse af effekten af forskellige typer af virkemidler i pesticidpolitikken. Dernæst gennemføres en analyse af muligheder og barrierer for hvordan EUs landbrugspolitik kan udnyttes til at nå målene i den danske pesticidpolitik (som opstillet i pesticidhandlingsplan 2004-2009) på hhv. kort og langt sigt. Med udgangspunkt i analyser af virkemidlernes effekt samt mulighederne for at anvende dem inden for EU's landbrugsordninger, udvælges endelig to konkrete virkemidler, og de formuleres som konkrete scenarier for udviklingen af virkemidler.
- Modelanalyser. Modeludvikling samt analyse af konsekvenserne ved ændret landbrugspraksis for pesticidanvendelse og deraf afledte fauna- og vandmiljøeffekter for to scenarier. Modelanalyserne omfatter dels en overordnet beregning af de samfundsøkonomiske konsekvenser af hvert af de to scenarier, og dels analyser på bedrifts- og landskabsniveau i to udvalgte studieområder i Bjerringbro-Hvorslev-området og et område på Fyn; Odense Å's opland.

Dette kapitel beskriver projektdelens overordnede tilgang. Mere detaljerede metodebeskrivelser fremgår af bilagsrapporterne: Christensen et al. (2007), Pedersen et al. (2007), Nielsen et al. (2007), Jacobsen (2010), Fønnesbech-Wulff et al. (2010), Dalgaard et al. (2010) og Topping og Høyen (2010).

2.1 Politik- og virkemiddelanalyser

Politik- og virkemiddelanalyserne skal vurdere muligheder og barrierer for at udnytte EUs landbrugsordninger til opfyldelse af målene i den danske pesticidhandlingsplan. Der sondres mellem mulighederne på kort sigt, dvs. perioden indtil 2013, og på lang sigt.

Denne del af analysen bygger således på en evaluering af forskellige typer af virkemidler i pesticidpolitikken (bilag 1).

Virkemiddelanalysen repræsenterer en meta-evaluering af de eksisterende virkemidler i dansk pesticidpolitik. Evalueringen bygger dels på teoretiskbaseret viden om virkemidler, dels på en gennemgang af den eksisterende litteratur vedrørende kvantitative analyser af de virkemidler, der indgår i pesticidplanen, og deres ophæng i EU's landbrugsordninger. Vurderingen foretages på basis af offentligt tilgængelig information herom i form af økonomiske forskningsrapporter, videnskabelige artikler og udredningsrapporter om regulering af dansk landbrugs pesticidanvendelse, statistiske opgørelser samt offentliggørelser på diverse hjemmesider.

Analysen er bygget op omkring en opdeling af virkemidlerne i fire overordnede grupper, administrativ regelstyring, økonomiske virkemidler, frivillige aftaler samt information og rådgivning. I vurderingen inddrages hovedsageligt virkemidler der er i anvendelse, og som har direkte relevans for pesticidan-

vendelsen. Herudover inddrages faste og omsættelige kvoter, selvom disse endnu ikke har været anvendt i dansk pesticidpolitik, men dog i de senere år er kommet på den politiske dagsorden.

Med udgangspunkt i evalueringen af forskellige midlers effekt gennemføres dernæst analyser af de muligheder og barrierer, der er for at implementere disse virkemidler inden for rammerne af EU's landbrugsordninger på kort sigt, samt muligheden for at EU's landbrugspolitik på længere sigt udvikler sig, så den kan understøtte valget af effektive virkemidler. Konklusionen skitserer således, hvilke politikker man fra dansk side bør søge at fremme for at skabe de bedste rammer for en effektiv pesticidpolitik.

Analysen af udviklingen på **kort sigt** har gennemgået officielle dokumenter fra de lovgivende myndigheder, der beskriver såvel EU's landbrugsordninger som den danske pesticidplan, herunder anvendte virkemidler, med henblik på at vurdere samspillet mellem politikkerne og at identificere eventuelt uudnyttede virkemidler (bilag 2).

Analysen af **langsigtede** udviklingstendenser bygger for det første på litteraturreview omfattende såvel videnskabelige publikationer, rapporter fra internationale organisationer samt ikke mindst EU policydokumenter, og for det andet på kvalitative interviews med centralt placerede embedsmænd i EU og Danmark samt landbrugsorganisationer. Interviewene har afdækket disse aktørers forventninger til udviklingen i EU's landbrugspolitik samt presset herpå fra såvel interne som eksterne aktører. Samtidig har interviewene identificeret punkter, hvor Danmark har størst mulighed for at påvirke politikken i en retning, der giver de bedste betingelser for at opfylde danske mål i pesticidpolitikken (bilag 3).

2.2 Scenarieudvikling

Inspireret af Lobo et al. (2005) skitseres to konkrete scenarier for implementering af pesticidpolitiske virkemidler. Scenariebeskrivelserne er i udgangspunktet kvalitative og har til formål at skabe et fælles udgangspunkt for modelanalyserne i fase 2. Hvert scenarie består for det første, af en kort strategi som beskriver, hvilke mål scenariet sigter mod at påvirke, og for det andet en beskrivelse af de væsentlige drivkræfter, omfattende hvilke politisk administrative handlinger, som skal føre til opfyldelsen af de skitserede mål, og for det tredje en scenarietekst, hvor der gives en mere detaljeret beskrivelse af de forventede handlinger og politikker, deres omfang, og deres implementeringshorisont (bilag 4).

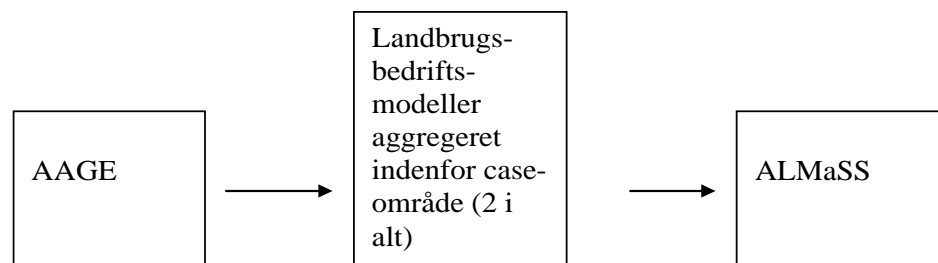
2.3 Modelanalyser

Projektets anden fase består af udvikling og testning af et modelkompleks, der kan beregne såvel økonomiske som økologiske effekter af hvert af de to scenarier. Konkret modelberegnes samfundsøkonomiske konsekvenser samt konsekvenserne for landbrugets arealanvendelse, pesticidanvendelse og udvalgte faunaarter i det agrare landskab samt for vandressourcen. Ændringer i landbrugspraksis og effekterne heraf på udvalgte faunaarter og på vandressourcen beregnes på landskabsniveau i to udvalgte studieområder, det ene i Odense Å-oplandet og det andet i Bjerringbro-området.

Det landbrugsøkonomiske modelsystem består således af den generelle ligevægtsmodel AAGE (Frandsen et al., 1994; Adams, 2000; DØR, 2004 samt bilag 5), som anvendes på makro- og regionalt niveau. AAGE beregner de

økonomiske konsekvenser af hvert af de to pesticidpolitiske scenarier, og de prisændringer der følger af politikscenarierne, bruges som input til landbrugsøkonomiske optimeringsmodeller på bedrifts- og landskabsniveau (jf. Hasler, 1998, samt bilag 6) i de to studieområder. Output fra bedriftsmodellerne linkes derefter til landskabs- og faunamodellen, ALMaSS (the Animal Landscape and Man Simulation System) (Topping et al., 2003; bilag 8). Figur 2.1 illustrerer sammenhængen i modelkomplekset.

Diagram for delaktivitet om modelanalyse og model flow



Figur 2.1 Model ler og model flow

AAGE-modellering beregner de samfundsøkonomiske konsekvenser af hvert af de to scenarier og genererer herfra ændringer i produktionsomkostningerne på bedrifterne. Idet bedriftsmodellen antager, at landmanden optimerer sit dækningsbidrag, forventes disse nye priser, dvs. omkostninger, at påvirke landbrugsbedrifternes produktionsbeslutninger, og de nye priser indgår derfor i bedriftsmodellens beregninger af de enkelte bedrifters produktionsbeslutninger. Dette udmønter sig i ændringer i arealanvendelse, dvs. afgrødefordelinger, ændringer i pesticidforbruget og ændringer i anvendelsen af mekaniske behandlingsmetoder. Disse modeloutput indgår dernæst i ALMaSS' modellering af udviklingen i udvalgte faunaarter i landskabet. Kapitel 4 redegør mere detaljeret for sammenhængen mellem modellerne for hvert af de to politikscenarier.

En væsentlig del af projektet har bestået i at udvikle bedriftsmodellen såvel som videreudvikling af ALMaSS til den konkrete sammenhæng. Ligeledes har det været en væsentlig opgave at tilpasse modellerne med henblik på at opnå konsistent modellering af scenarierne. Koblingerne mellem bedriftsmodellerne og faunamodellen er yderligere beskrevet i Fønnesbech-Wulff et al., 2010 (bilag 6). Hvor den økologiske modellering er GIS-baseret og derfor geografisk specifik, er dette ikke tilfældet for den økonomiske modellering; det har derfor ikke været muligt at placere ændringerne i landbrugspraksis konkret i landskabet, dvs. på specifikke marker. I den forstand er der et brud i koblingen mellem modellerne. Koblingen består som nævnt oven for af ændrede afgrødeafdelinger, men også af ændringer i ukrudtsbekæmpelse, herunder ændringer i anvendelsen af pesticider og mekanisk bekæmpelse.

Modelanalysens resultater samles i et Geografisk Informations System (GIS) for hver af de to case-områder og kobles således til modelberegninger af, hvordan politikscenarierne påvirker pesticidbelastningen af og kvælstofab til drikkevandsressourcen (bilag 7: Dalgaard et al., 2010). Konsekvenser for vandressourcen evalueres ved at opgøre ændringer i landbrugets dyrkningspraksis og pesticidforbrug i områder med særlig risiko for forurening af hhv. overfladevand/drænvand og grundvand. Ændringerne i landbrugspraksis kan således fx opgøres for definerede risikoklasser for drænvandsafstrømning, afledt af et nydannet drænkort for Danmark (Hansen og Olesen, 2005). I ana-

lyserne antages, at pesticidforbrug i områder med særlig risiko for forurening er et udtryk for pesticidanvendelsens pres på vandressourcen.

De to studieområder, hhv. i Midtjylland syd for Bjerringbro og i oplandet til Odense Å på Fyn, repræsenterer forskellige landskabstyper, forskellig produktionsstruktur og forskellige jordtyper, hvilket medfører at resultaterne fra analyserne repræsenterer konsekvenser for forskellige dele af landet (figur 2.2).



Figur 2.2. De to studieområder ved Bjerringbro og Odense.

I det jyske område udgør bedrifter med overvejende sandjord 76 % af arealet, mens de kun dækker 29 % af arealet i det fynske område. Resten af bedrifterne har enten rene lerjorde eller mere blandede jordtyper (tabel 2.1).

Tabel 2.1 Jordtypefordelingen i de to områder.

Bjerringbro		
Jordtype	Ha	%
anden	2585	19.2
Ler	609	4.5
sand	10295	76.3
total	13489	100.0
Odense		
Jordtype	Ha	%
anden	22782	36.3
Ler	21942	35.0
sand	17967	28.7
total	62692	100.0

Husdyrtætheden er desuden højest i det jyske område, hvor husdyrbruget domineres af svinebedrifter, men der findes også en betydelig husdyrproduktion i det fynske område. se tabel 2.2.

Tabel 2.2. Bedriftstyper og dyretæthed i de to studieområder 2005 (1 DE= 100 kg husdyrgødnings-N).

Bedriftstype	Bjerringbro		Odense	
	% af areal	Husdyrtæthed (DE/ha)	% af areal	Husdyrtæthed (DE/ha)
Kvægbrug	18	1,0	13	1,2
Svinebrug	30	1,1	25	1,1
Plantebrug mv.	52	0,5	61	0,4

Anvendelsen af studieområder gør det muligt at bygge modellerne op om en detaljeret og geografisk distribueret landbrugsbeskrivelse, og analyserne antages således at give et detaljeret indblik i, hvordan landbrugspraksis tilpasses politikændringer.

2.3.1 Samfundsøkonomisk modellering

I scenarieanalyserne beregnes de sektor- og samfundsøkonomiske konsekvenser af de ændrede politik-forudsætninger, som er formuleret i del 1 af projektet vedr. udviklingen i den fremtidige landbrugspolitik

De sektor- og samfundsøkonomiske beregninger foretages ved hjælp den generelle ligevægtsmodel AAGE. I AAGE beskrives den samlede danske produktion og dens anvendelse fordelt på 48 erhverv (heraf 10 primære landbrugerhverv). Landbruget er opdelt i driftsgrene og regioner. At modellen er generel, betyder populært sagt, at alt afhænger af alt, og de generelle ligevægtsmodeller er karakteriseret ved, at effekter på et marked også påvirker de øvrige markeder. Modellen omfatter dermed i princippet hele den danske økonomi, dvs. samtlige markeder og økonomiske agenter (virksomheder og husholdninger). Modellens datagrundlag består dels af en input-output tabel for 2003 (Jacobsen, 1996 og 2002), dels af en lang række parametre (elasticiteter).

For hvert virkemiddelscenarie beregner AAGE-modellen resultater relativt til en basis-beskrivelse. Det samme sker i bedriftsmodellerne og i ALMaSS-modellen. I kvotescenariet anvendes AAGE-modellen til at generere nye prisforudsætninger for pesticider, som anvendes som input i bedriftsmodellerne. Ud over dette anvendes AAGE-resultaterne til at beregne de samfundsøkonomiske konsekvenser af scenarierne.

2.3.2 Bedriftsøkonomisk modellering

På baggrund af priser for produkter og produktionsinput (herunder priser på pesticider) samt de regelkrav og tilskudsmuligheder som følger af hvert af de landbrugspolitiske scenarier, beregner bedriftsmodellerne de landbrugsmæssige tilpasninger af produktionen i studieområderne. Bedriftsmodellerne er bygget op som typebedriftsmodeller for kvæg, svin og planteproduktion på hhv. ler- og sandjord. Der er tale om optimeringsmodeller, dvs. det antages, at landmanden optimerer sit dækningsbidrag og derfor vil tilpasse sin arealanvendelse og øvrige praksis til prisændringer. Eksempelvis kan det tænkes, at pesticidpolitiske scenarier ændrer på rentabiliteten af pesticidintensive afgrøder. Modellen bruger følgende input:

- Data om det dyrkede areal, jordtyper og afgrødedata fra det Forskningsrelaterede Jordbrugsregister (FRJOR) ved Aarhus Universitets Jordbrugsvidenskabelige Fakultet (DJF).
- Data for husdyrhold fra det centrale husdyrregister (CHR).
- Gødningsregnskaber fra Plantedirektoratet.
- Regnskabsdata fra FØI.
- Budgetkalkuler fra Landbrugets Rådgivningscenter.
- Udbyttefunktioner for de to studieområder fra Aarhus Universitets Jordbrugsvidenskabelige Fakultet (DJF).
- Data for udbytteændringer som følge af ændringer i behandlingshypothese fra Ørum (2003) og Ørum et al. (2008) er anvendt til estimation af pesticidfunktioner.

Bedriftsmodellerne indeholder jordtypeoplysninger således, at resultaterne kan fordeles på jordtyper. Disse oplysninger udgør et nødvendigt input til ALMaSS-modellen, som efterfølgende kan beregne konsekvenserne for de udvalgte faunaarter.

Budgetkalkulerne anvendes til at specificere udbytte- og produktionsniveauer samt input af råvarer og produktionsfaktorer. Data fra FRJOR (Aarhus Universitets Jordbrugsvidenskabelige Fakultet) er anvendt til at estimere restriktioner på maksimum- og minimumandelen af hver afgrøde, for at valget af afgrøder indenfor hver bedrifts- og jordtype er realistiske. Disse restriktioner er kalibreret indenfor studieområderne ved at sammenligne modelløsningerne med den reelle afgrødefordeling i baseline 2005.

Bedriftsmodellen anvendes således til at beregne en modelbaseline, der udgør sammenligningsgrundlaget for beregning af effekterne af politikændringerne. I denne baseline, der betegnes scenario 0, beregnes den økonomisk optimale afgrødesammensætning, gødningstilførsel, anvendelse af pesticider og anvendelse af mekanisk ukrudtsbehandling til 2005-priser, og under forudsætning om de beskrevne restriktioner på afgrødevalget. Bilag 6, kapitel 3 beskriver modellens opbygning, herunder en gennemgang af, hvordan pesticidforbruget beregnes.

Scenarieanalysernes resultater beregnes dernæst som ændringer ift. baseline. Resultaterne omfatter ændringer i afgrødesammensætning og afgrødeproduktion, ændringer i dyrkningsmæssige faktorer som mekanisk ukrudtsbehandling, strigling mv. samt ændringer i pesticidtilførsel og gødskning. Output omfatter også opgørelser af ændringer i det areal der er dækket af afgrøder, og det areal der ikke opdyrkes.

For yderligere detaljer om modellen og beregningsmetoder henvises til bilag 6, Fønnesbech-Wulff et al. (2010).

2.3.3 Økologisk modellering

ALMaSS-modellen kombinerer information om landskabsstruktur, landbrugspraksis og vejr med adfærdsmodeller for udvalgte arter i landbrugslandskabet (insekter, fugle og pattedyr). Den høje detaljeringsgrad muliggør en repræsentation af både geografiske og tidsmæssige ændringer i landbrugspraksis, som eksempelvis ændret behandlingshyppighed og/eller ændret sædskifte, hvilket gør modellen velegnet til scenarieanalyse.

Analyserne med ALMaSS-modellen er gennemført på landskabsniveau, og de aggregerede responser på seks indikatorarter beskrives dels ved udviklingen i antal, dels ved den geografiske fordeling i landskabet (Jepsen et al., 2005). På den baggrund er der udarbejdet et faunaindeks, som gør faunaeffekterne sammenlignelige mellem scenarierne. Da forskellige arter reagerer forskelligt på givne påvirkninger, er der behov for at belyse deres respons i standardiseret form ved brug af et sådant indeks. Indekset kombinerer ændringen i populationsstørrelser med en statistisk opgørelse af ændringen af populationens geografiske udbredelse, fordi det muliggør en vurdering af, om udviklingen reelt er udtryk for en ændring af den samlede bærekapacitet eller en omfordeling af bestanden. Summen af de enkelte artsspecifikke indekser kan aggregeres med henblik på at give en samlet vurdering af faunaændringerne i et givet scenarie.

Indekset omfatter i alt seks faunaarter der findes i markerne, nemlig bille, edderkop, sanglærke, markmus, hare og agerhøne. Disse arter er valgt, ikke fordi de er specielt følsomme indikatorer på biodiversitet, men fordi de typisk findes i markerne, og fordi de ofte har været brugt i analyser af faunaens tilstand i det agrare landskab. Derved udgør de et godt grundlag for vurderingen af effekterne af de specifikke politikscenarier, der analyseres i dette projekt.

Modellerne er kørt som forløb på 60 år, og i hver kørsel registreredes for de enkelte arter de voksne hunners placering i landskabet den 1. juli fra år 40 til år 60. Data for de første 40 år blev kasseret for at give populationsstørrelsen tilstrækkelig tid til på ny at komme i ligevægt (for nogle af arterne kræver dette op til 40 år). De 40 år skal dog ikke forstås som år ud i fremtiden, men som antal modelår, dvs. som replikationer. På den måde sammenlignes for alle arterne en baseline-situation med scenariosituationen, når dette er slået fuldt igennem, i den forstand at populationen igen er i ligevægt. Konkret blev parameteren 'populationsstørrelse' beregnet som det gennemsnitlige antal individer over 20 år, mens 'fordeling i landskabet' måles som andelen af felter i et landskabsgitter, hvor der optrådte mindst et individ af pågældende art i hver årlig registrering og beregnet som gennemsnit over en 20-års periode.

Pesticider indgår i modellen på den måde, at de anvendes på individuelle marker efter en sædskifteplan. Modellen regner ikke med direkte effekter af pesticidanvendelse for hare, sanglærke, markmus og agerhøne. Men der modelleres en reduktion i bille og edderkoppepopulationerne som følge af applikation af insekticider, idet dette vil påvirke de mobile faser direkte. Dvs. at unge eller voksne edderkopper eller voksne biller der er tilstede i marken når der sprøjtes med insekticider, udsættes for en 80 % mortalitetsrate.

Scenarieberegningerne er gennemført med udgangspunkt i en baseline-beskrivelse for hvert af de to studieområder, der er repræsentative for gældende arealanvendelser og pesticidforbrug og er afledt fra oplysninger i FRJOR ved DJF. Der er anvendt data fra 2005-2006 dyrkningsåret og der er således tale om faktiske data. Beskrivelsen omfatter arealanvendelsen, dvs. arealer i og uden for omdrift samt fordelingen på forskellige afgrøder, for omkring otte forskellige bedriftstyper, defineret dels ved driftsgren (kvæg, svin, plante, andet) dels ved jordtype (ler eller sand).

ALMaSS-modellen bygger på de faktiske data. Det viste sig, at forskellene i arealanvendelse mellem den **beregnete baseline** i bedriftsmodellen og den **faktiske baseline fra 2005/2006** divergerer mere end nogle af de forskelle, der følger af implementeringen af de to politikscenarier. Vi har derfor vurderet, at det ville være mere korrekt at bruge de faktiske forhold som udgangspunkt for scenarieberegningerne af faunaeffekter. Baseline i ALMaSS er opstillet med de samme input som bedriftsmodellen (se 2.3.2). Bedriftsmodellens output er derefter inkorporeret i ALMaSS-beregningerne i form af **proportionale** ændringer mellem bedriftsmodellens beregnede baseline og scenarieresultaterne, og de relative forandringer er derefter anvendt på ALMaSS-baseline i beregningen af scenarier. Ændringerne er beregnet for hver afgrøde ved at ændre arealfordelingen for afgrøde- og bedriftstyper og ved at ændre insekticid- og herbicidanvendelsen proportionalt med udgangspunkt i de af bedriftsmodellen forudsagte ændringer.

Såvel udgangssituationen som de to politikscenarier er kørt for tre forskellige landskabstyper, herunder forskellig topografi (Bjerringbro, Præstø, & Her-

ning). Da vi ikke har haft adgang til detaljeret GIS-kortlægning af Odenseområdet, har vi i stedet undersøgt effekten af landskabsstrukturen ved at simulere såvel Bjerringbro-arealanvendelsen med Odense-arealanvendelsen på tre forskellige landskaber, nemlig Bjerringbro, et område omkring Herning og et område omkring Præstø på Sjælland. Hvert landskab består af en detaljeret GIS-kortlægning af en 10 x 10 km område med forskellig topografi og landskabskomposition (se bilag 8, s. 17ff.). Den generelle landskabstype var sammenlignelig for de tre områder, men varierede på detailniveauet. Inkluderingen af landskabstyper uden for de to studieområder sker således for at teste, om analysens resultater er robuste over for ændringer i landskabsstrukturen.

I alt får vi derfor 6 arter x 3 landskaber x 3 scenarier x 2 sædskifter, i alt 108 forskellige scenarier. Hvert scenarie er gentaget indtil den seneste replikation ikke længere ændrer gennemsnitsresultaterne med mere end 1 %. Analysen gennemføres som en sammenligning af effekt-indekset mellem scenarie- og landskabskombinationer på tværs af arter.

3 Politikanalyse

Udgangspunktet for dette projekt er den danske pesticidpolitik, som den er formuleret i Pesticidplan 2004-2009 (Fødevarerministeriet og Miljøministeriet 2003). Ambitionen med planen var, at Danmark skulle være blandt de bedste til at nedbringe forbruget af pesticider, beskytte miljøet og minimere restkoncentrationer af pesticider i fødevarer. Planen indeholdt således en konkret målsætning om at behandlingshyppighedsindekset inden 2009 skulle ned på 1,7 på landsplan. Sideløbende skulle planen medvirke til at opfylde målene i **Handlingsplan for biologisk mangfoldighed og naturbeskyttelse 2004-2009**, da pesticider påvirker levevilkårene for de vilde plante- og dyrearter på produktions- og naboarealer (Regeringen, 2004).

For så vidt angår målsætningen om at nedbringe det generelle pesticidforbrug indeholdt Pesticidplan 2004-2009 især informationsbaserede virkemidler som rådgivning og beslutningsstøttesystemer samt til dels afgifter. Den seneste bekæmpelsesmiddelstatistik fra september 2009 viser, at landbrugets behandlingshyppighed i 2008 steg til over tre og understreger derved, at de hidtil anvendte virkemidler ikke har været tilstrækkeligt effektive.

De hidtidige analyser af disse virkemidler konkluderer, at informationsbaserede virkemidler har haft en gavnlig effekt på pesticidforbruget. Samtidig konkluderes dog, at virkemidlets effekt i det store og hele er udtømt, og at yderligere information og rådgivning ikke i tilstrækkelig grad vil blive omsat til handling og dermed heller ikke vil bidrage væsentligt til yderligere reduktion af pesticidanvendelsen. (se Christensen et al., 2007, bilag 1).

Generelt peger evalueringer af pesticidpolitiske virkemidler på økonomiske styringsmidler som afgifter og kvoter som de mest velegnede policy-instrumenter til at opnå målsætninger om en generel reduktion i pesticidanvendelsen (ibid). Med hensyn til afgifter, vurderes det, at de nuværende pesticidafgifter har bidraget til at reducere pesticidforbruget, sammenlignet med en situation uden afgifter, men det vurderes samtidig, at der kræves en anseelig afgiftsforhøjelse, hvis pesticidafgiften fremadrettet skal øge landmandens fokus på optimering af pesticidforbruget i sådan en grad, at afgiften får en reel adfærdsregulerende effekt. Ørum (2003) påpeger endvidere, at mulighederne for at reducere pesticidforbruget tilmed er blevet forbedrede som følge af store prisfald på korn, ændrede arealanvendelser, målrettet forsøgsarbejde og bedre udstyr. Der peges dog ligeledes på, at når landbruget ikke har udnyttet denne reduktionsmulighed skyldes det ikke nødvendigvis manglende viden eller vilje, men snarere at planteavl ikke tilrettelægges med det ene formål at optimere det økonomiske udbytte til sidste kroner. Omsættelige kvoter har ikke hidtil været anvendt i dansk pesticidpolitik. Kvoter giver stor sikkerhed for målopfyldelse, hvis de følges op af et godt kontrolapparat. Dette skal ses i modsætning til afgifter, hvis målopfyldelse i høj grad afhænger af, hvor meget landmændene reagerer på relative prisændringer. Mens en markant forøgelse af afgifterne vil kunne gennemføres uden en tilsvarende forøgelse i de administrative omkostninger (og disse vil hovedsagelig ligge hos den statslige forvaltning), så forventes der at være betydelige administrationsomkostninger for landmændene ved indførelse og drift af en pesticidkvotebørs. I Miljøministeriet et al. (2007) estimeres administrationsomkostningerne for

omsættelige og faste kvoter at være i nogenlunde samme størrelsesorden, nemlig ca. 110 kr./ha årligt.

I forhold til reduktion af geografisk bestemte miljøeffekter ved pesticidanvendelsen anbefales arealbaserede virkemidler. Sprøjtefri randzoner betragtes som et relativt effektivt virkemiddel til reduktion af pesticiders skadevirkninger både på vandmiljø og natur (DØRS, 2004). Imidlertid har landmændene generelt ikke vist stor interesse hverken for dette eller andre arealbaserede virkemidler i pesticid- og vandmiljøplaner. Gennemgangen af de frivillige virkemidler indikerer, at de økonomiske incitamenter i dag er for små til at kunne give økonomiske incitamenter til at overvinde landmændenes barrierer i forbindelse med eksempelvis ændring af arbejdsgange, omsætning af information til handling eller tab af fleksibilitet. Derfor er det et generelt problem ved de nuværende frivillige aftaler at udbredelsen ikke står mål med de politiske målsætninger. (se fx Christensen et al., 2007).

Med henblik på at udvælge to nye pesticidpolitiske virkemidler til scenarieanalyserne, er det analyseret, hvilke nye virkemidler det ville være muligt og hensigtsmæssigt at gennemføre inden for rammerne af EU's landbrugspolitik.

Analysen er påbegyndt før regeringen og Dansk Folkeparti i juni 2009 indgik aftale om Grøn Vækst, som følger op på en række handlingsplaner – herunder Pesticidplan 2004-2009 (Regeringen, 2009). Blandt målene i Grøn Vækst er 'markant at reducere pesticidernes skadevirkninger' via en lang række nye initiativer. Planen lægger således op til at omlægge pesticidafgiften og indføre permanente sprøjte-, gødnings- og dyrkningsfrie randzoner (mod kompensation under Landdistriktsordningen). Nærværende projekt har ikke undersøgt effekten af disse tiltag i den konkrete udformning de får som følge af Grøn Vækst.

3.1 Tema: Øget implementering af arealbaserede virkemidler

Sprøjtefri randzoner betragtes som nævnt ovenfor som et relativt effektivt virkemiddel i forhold til at opnå geografisk bestemte miljøeffekter, og det er derfor analyseret om det er muligt inden for EU's landbrugsordninger at intensivere indsatsen for en implementering af sådanne arealbaserede virkemidler. I nærværende projekt er valget af sprøjtefri randzoner primært tænkt som virkemiddel i forhold til målet om at opnå forbedret natur i de dyrkede arealer; det er derfor randzoner rundt om marker, der er i fokus i modsætning til tidligere anvendelse af virkemidlet, der har fokuseret på vandløb og søer.

3.1.1 Ramme: EU's landbrugsordninger

EU's landbrugsordninger giver mulighed for at subsidiere arealbaseret miljøvenlig landbrugspraksis, jf. bilag 2 (Pedersen et al., 2007). Danmark udnytter imidlertid ikke hele den finansielle ramme, som EU-landbrugsordningerne opstiller. For det første benytter Danmark ikke muligheden for via frivillig modulation at overføre op til 10 % af midlerne fra de generelle landbrugsordninger til landdistriktsordningen, som sundhedstjekket af den fælles landbrugspolitik gav mulighed for (Ministeriet for Fødevarer, Landbrug og Fiskeri, 2008). Midler overført via frivillig modulation vil ellers direkte kunne anvendes til at forsøge at påvirke pesticidforbruget. Af regeringen og Dansk Folkepartis aftale om *Grøn Vækst* fremgår det, at regeringen 'i lyset af den økonomiske situation i landbruget' ikke aktuelt har planer om at anvende frivillig modulation (Regeringen, 2009). Det udelukkes på den anden side ikke på længere sigt. For det andet har Danmark mulighed for at afsætte en større

andel af landdistriktsmidlerne end de nuværende 55 % til aktiviteter inden for akse 2, som kan betragtes som den rene miljøakse, omend der efter sundhedstjekket af EU's landbrugsordninger i 2008, også gives mulighed for at støtte visse miljøinitiativer under de andre akser, ligesom nogle aktiviteter rykkes over i den nye Artikel 68-ordning (Ministry of Food, Agriculture and Fisheries, 2010). Der er dermed fortsat et potentiale til at tilføre akse 2 flere økonomiske midler til pesticidreducerende tiltag. Endelig har Danmark i perioder ikke udnyttet rammen for landdistriktsmidlerne fuldt ud.

Indenfor den afsatte økonomiske ramme er der konkret mulighed for at påvirke pesticidforbruget ved dels at justere tilskudssatserne, dels at ændre på hvilke arealer der er omfattet af støttemulighederne. Der er således flere økonomiske 'knapper', som Danmark kan skrue på indenfor EU's landbrugsordninger med henblik på at opnå en større reduktion i pesticidforbruget. En implementering af sprøjtefri randzoner omkring markerne kan altså ske ved at give tilskud hertil under EU's landdistriktsordninger.

Alternativt kan en implementering af randzone-midlet indføres som et lovkrav uden kompensation. Et sådant krav kan indføres på nationalt plan. Det ville ikke kunne understøttes af EU's krydsoverensstemmelsesforordning, der kobler tildeling af den direkte landbrugsstøtte med overholdelse af en række miljøregler, for et krav om randzoner om marker dækkes ikke af de direktiver, der er omfattet af krydsoverensstemmelse (jf. Forordning 73/2009).

3.2 Tema: Markedsorientering af Landbrugspolitikken

3.2.1 Ramme EU's landbrugspolitik efter en global handelsaftale

Analysen af udviklingstendenser på langt sigt (Nielsen et al., 2007, bilag 3) viser, at flere drivkræfter skubber i retning af en øget liberalisering af landbrugspolitikken i forlængelse af den afkobling, der er sat i gang med 2003-reformen af den fælles landbrugspolitik. For det første er der forhandlingerne i WTO/Doha-regi, hvis formål er at åbne landbrugsmarkedene og fjerne handelsbarrierer. Såfremt der indgås en aftale i WTO-regi vil eksportstøtten bortfalde, mens direkte landbrugsstøtte i langt højere grad forventes at skulle bindes op på konkrete ydelser, herunder miljøvenlige produktionsmetoder. Dette indebærer, at der bliver en øvre grænse for landbrugsstøtten, idet den bestemmes af landbrugets indkomsttab. Samlet set må en WTO-aftale således forventes at medføre en øget markedsorientering af EUs landbrugspolitik. For det andet kan presset på EUs budgetter, og behovet for at overføre midler fra landbrugspolitikken til andre sektorer, eksempelvis forskning og innovation, medføre behov for reduktion af landbrugsstøtten, hvilket også indebærer, at landbruget i højere grad bliver overladt til markedets kræfter. En sådan udvikling ses allerede med de seneste reformer af landbrugspolitikken, der har påbegyndt en omlægning af landbrugsstøtten fra at støtte produktion til andre formål, herunder, men ikke alene, til betaling for miljøbeskyttelse.

I såvel WTO-forhandlingerne som i EU's hidtidige landbrugspolitik anføres den logik, at markedsorientering kan bidrage til at dreje landbrugsproduktionen i mere miljøvenlig retning. Argumenterne er dels, at landbrugsstøtte i højere grad kobles til miljøkrav, og dels at afkoblingen mellem støtte og produktion forventes at bevirke en ekstensivering af landbrugsproduktionen.

Men effekten af markedsorientering er ikke entydig. Markedsorientering indebærer nødvendigvis, at landbruget indretter sig på markedets krav, og hvis markedet giver incitamenter til intensiv produktion, kunne konsekvensen af

markedsorientering lige såvel blive øget intensivering som det kunne blive ekstensivering. Kun hvis markedet belønner produktion efter miljøskånsomme metoder, kan man forvente en ekstensivering af produktionen.

Endvidere kunne det tænkes, at effekten af markedsorientering varierer afhængigt af, om liberaliseringen drives af WTO eller af EU's interne budgetpres. Hvis der indgås en aftale i WTO-regi må det forventes, at de økonomiske og politiske omkostninger ved en striks pesticidregulering vil være høje. Landbruget vil argumentere - som det nu sker inden for EU - at konkurrencen foregår på ulige betingelser, såfremt EU kører med en mere striks miljøregulering end fx USA, Kina og Indien. Det ligger ganske vist som nævnt i oplægget til WTO-aftalen, at enkeltlande kan give landbrugstilskud som kompensation for indtægtstab, fx ved pesticidfri eller anden miljøvenlig praksis, men virkemiddelanalyser indikerer, at kompensationen skal ligge væsentligt over landmændenes direkte indtægtstab, hvis ordningerne skal tiltrække tilstrækkeligt mange landmænd se bilag 1 og 3). Konsekvensen er, at det i høj grad bliver markedets og efterspørgslens særlige karakteristika, der afgør, hvilken type landbrug der kommer til at dominere.

Hvis liberaliseringen sker inden for rammerne af EU, dvs. uden en WTO-aftale, vil det være muligt fortsat at sikre en miljøvenlig og ekstensiv landbrugsproduktion, dels gennem regulering og dels gennem en høj grad af målretning af landbrugsstøtten mod miljøvenlige produktionsformer. Der er dog den mulighed, at landbrugsordningernes adfærdsregulerende kraft svækkes i takt med, at landbrugsstøtten reduceres.

Uanset om liberalisering af landbrugsproduktionen drives af WTO eller EU, kan konsekvensen af markedsorienteringen blive, at anvendelsen af pesticider skal reguleres via traditionel lovregulering eller eventuelt økonomiske instrumenter så som afgifter eller kvoter. En øget markedsorientering aktualiserer således behovet for at regulere pesticidforbruget med økonomisk baserede politikinstrumenter.

Indførelse af en kvoteordning eller ændringer af pesticidafgiften berøres ikke af lovgivning i forbindelse med EU's landbrugsordninger, men kræver godkendelse i EU; her kunne EU's frihandelsaftaler udgøre en barriere, hvis der sker en tilbagebetaling afgiftsprovener, eller hvis der i forbindelse med en kvoteordning sker en initial uddeling af pesticidkvoter.

Afgifter på pesticider er som nævnt indført og analyser af disses forventede effekt på pesticidforbruget opdateres løbende jf. Ørum (1999) og Ørum (2003), ligesom det i Grøn Vækst aftalen er besluttet at omlægge pesticidafgiften. Derimod er viden om effekterne af omsættelige kvoter mere sparsom. Derfor fokuseres i nærværende scenarieanalyse på effekten af at indføre omsættelige kvoter.

4 Scenarier

4.1 Indførelse af sprøjtefri randzoner

4.1.1 Beskrivelse og diskussion af scenarie

Der gennemføres en skærpet indsats for etablering af sprøjtefri randzoner. Scenariet formuleres som en obligatorisk randzone med krav om, at bedrifterne udlægger 6-meter brede sprøjtefri randzoner i kanten af hver mark i omdrift. Scenariet stiller ingen krav vedrørende dyrkning i øvrigt, og det er tilladt landmanden at bruge gødning i zonen. Der er således tale om et andet virkemiddel end de hidtil gennemførte ordninger, hvor randzonen har skullet ligge langs målsatte søer og vandløb.

Der er tale om en obligatorisk randzone, og scenariet er udformet således, at landmanden ikke får tilskud for produktionstab i de sprøjtefri randzoner. Produktionstab indebærer således en omkostning, og alt andet lige illustrerer denne marginalomkostning således det laveste tilskudsniveau, som ville være nødvendigt for at give landmændene et tilstrækkeligt incitament til frivilligt at udlægge 6-meter brede pesticidfri randzoner på forskellige lokaliteter (kendetegnet ved forskellige bedrifts- og jordtyper).

Valget af randzoner omkring marker har andre effekter, end randzoner langs vandløb og biotoper ville have. Randzoner i markkanten forventes især at have en effekt på arter, der lever *i marken*, hvilket er fokus i denne analyse. Usprøjtede randzoner i kanten af markerne kan endvidere tænkes at beskytte arter i ikke-dyrkede habitater mod afdrift samt at reducere dødeligheden blandt pesticidfølsomme arter i randzonerne. Modelleringen omfatter hele landskabet, men da de arter der måles på primært findes i markerne, kan analysens resultater ikke overføres på arter, der primært findes i tilstødende biotoper som hegn eller vandhuller. Det er dog klart, at scenariet ikke kan forventes at beskytte vandløb mod pesticidafdrift andet end i de tilfælde, hvor marken grænser op til et vandløb. Analysens resultater gælder altså alene for den type af randzone, der er implementeret her, dvs. i markkanter og kan alene generaliseres til effekter på faunaarter, der lever i markerne.

En væsentlig ulempe ved at implementere randzoner i markkanten er, at det giver landmanden et incitament til at øge markstørrelsen fx ved at slå marker sammen eller ved at fjerne skel, hegn osv. Større marker giver samlet set mindre randzoneareal, og det ville alt andet lige modvirke de samlede positive effekter på naturen af et obligatorisk randzonescenarie. Såfremt der var tale om et scenarie, hvor landmanden fik tilskud for at udlægge randzonen, ville tilskyndelsen til at lægge marker sammen blive mindre end med obligatoriske randzoner. Men scenarieanalysen giver mulighed for at vurdere effekterne af at indføre markbaserede obligatoriske randzoner af en størrelsesorden på 6 meter. En faktisk implementering af et randzone-scenarie ville skulle designes, så man undgår incitamenter til marksammenlægninger, der modvirker de tilsigtede natureffekter.

Til gengæld forventes det at være en fordel, at randzonen gennemføres som en flerårig eller permanent randzone. Studier af økologisk jordbrug viser en klar stigning over tid efter omlægning til økologisk dyrkning i antallet af arter i bundfloraen (upublicerede resultater, personlig kommunikation med Beate Strandberg 01.06.2010), ligesom foreløbige resultater fra en undersøgelse af at indføre pesticidfri randzoner i hegn indikerer, at en etårig pesticidfri zone ikke øger floraens artsantal (Strandberg, *ibid.*).

Randzonens bredde på 6 meter er jf. tidligere undersøgelser (DØRS, 2004) tilstrækkelig til at give en positiv natureffekt. Som nævnt i kapitel 3 fandt DØRS' analyse, der også er gennemført med ALMaSS, en positiv effekt af at indføre 5-meter brede randzoner omkring marker og vandhuller. I nærværende analyse implementeres randzonen kun i markkanten, ikke omkring vandhuller, men antallet af indikatorarter udvides fra én (sanglærken) til i alt seks faunaarter, nemlig markmus, hare, agerhøne, sanglærke, bille og edderkop. Udvidelsen fra 5 til 6 meter randzone skyldes det praktiske hensyn, at denne bredde giver mulighed for, at landmanden kan køre i de sædvanlige sprøjtespor men blot lukke den del af sprøjten, der dækker randzonen. Derved holdes scenariets økonomiske omkostninger nede.

Det skal påpeges, at modelleringen af randzonescenariet indebærer, at der i skellet mellem to marker vil være en dobbeltzone, dvs. reelt en randzone på 12- meter. Det er ikke undersøgt, om det gør en forskel med denne dobbelte randzone.

4.1.2 Implementering af scenariet i AAGE

Da AAGE-modellen er en sektor- og makroøkonomisk model, kan beregninger kun gennemføres for landbruget som helhed, dvs. ikke på markniveau. Effekten af randzonescenariet defineres derfor som randzonernes effekt på sektorens samlede produktivitet (totalfaktorproduktivitet).

For at beregne nedgangen i produktiviteten er det dels nødvendigt at finde andelen af det samlede landbrugsareal, der vil være i randzonerne, dels at opstille et produktivetsindeks for produktion i randzonerne. Derved opgøres den ændrede produktivitet som produktivetsnedgangen på den del af arealet, der er udlagt som randzoner.

Det samlede areal i randzonerne er opgjort ved hjælp af GIS-analyser, dvs. konkrete kortoptegninger af markfordelinger og derved altså udregning af randzonearealer. Idet det ville blive for omfattende at opgøre arealet for landet som helhed, er der taget udgangspunkt i Hvorslev case-området ved Bjergringbro, der også bruges i driftsmodellerne. Markfordelingen i dette område er repræsentativ for landet som helhed, men i beregningerne af det samlede randzoneareal korrigeres dog for forskelle i markstørrelser mellem case-området og gennemsnitlige markstørrelser på landsplan. GIS-analyserne viser, at det samlede areal i de obligatoriske randzoner på landplan udgør 12,7 %, der således dyrkes uden pesticider som følge af indførelsen af en obligatorisk randzone.

Scenariet indebærer, at landmanden fortsat kan dyrke jorden i randzonen, blot uden pesticider. Det giver et mindre tab i afgrødeudbytte på det usprøjtede areal, end hvis randzonen også havde været gødningsfri. På baggrund af Ørum (1999) antages et udbyttefald på gennemsnitligt 20 % på randzonearealerne i forhold til arealer dyrket med pesticider. Idet det som nævnt antages

at produktiviteten i den resterende del af markerne forbliver uændret, kan ændringen i totalfaktorproduktiviteten for alle afgrøder opgøres til -2,5 %.

Den lavere produktivitet medfører højere enhedsomkostninger i produktion og derfor reduktion i landbrugsproduktion. I visse tilfælde vil det føre til højere produktpriser (afhængigt af hvor prisfølsom efterspørgslen er). Samtidig vil faldet i landbrugsproduktionen føre til en lavere efterspørgsel efter arbejdskraft og kapital. Derfor ses faldende enhedsomkostninger i de erhverv, der ikke er tæt knyttet til landbrugsproduktionen. Det betyder, at det samfundsøkonomiske tab, der genereres som følge af den reducerede landbrugsproduktion, i nogen grad kunne opvejes af en produktionsfremgang i andre erhverv.

I beregningen er der antaget, at en eventuel implementering af randzoner suppleres af lovgivning eller andre tiltag, der modvirker incitamentet til sammenlægninger af marker og nedlæggelse af markskel. Resultatet af AAGE-beregningerne for randzoner indikerer den samfundsøkonomiske effekt af dette virkemiddel.

4.1.3 Implementering af scenariet i bedriftsmodellerne

Ligesom i AAGE-beregningerne anvendes den GIS-baserede beregning, jf. ovenstående, til at bestemme, hvor store arealer der skal tages ud i randzone-scenariet. På disse 12,7 % af arealet må der ikke tilføres pesticider, dvs. behandlingsindeks (BI) er 0. Pesticidpriserne er uberørte af dette scenarie, da landmændene er pristagere og deres anvendelse af pesticider antages ikke at påvirke prisen. Selvom randzonen her er modelleret som en obligatorisk randzone, tilsiger den økonomisk optimerende tilgang, at der sker en ændring i pesticidanvendelsen på hele arealet, fordi randzonekravet kan medføre substitution mellem afgrøder; bedrifterne vil reagere på kravet om sprøjtefri randzoner enten ved at acceptere de tilhørende udbyttetab på afgrøderne eller ved at substituere i retning af mindre pesticidkrævende afgrøder på de 12,7 % af arealet, som bedre kan tåle at dyrkes uden pesticider. Der er ikke lagt begrænsninger på, hvilke afgrøder der må dyrkes, og der kan således i princippet dyrkes pesticidkrævende afgrøder som raps og roer. Der er også mulighed for at anvende mekanisk bekæmpelse af ukrudt i randzonerne. Men da udbyttereduktionen er stor ved ophør med pesticider i afgrøder som raps og roer, forventes landmanden at undlade at dyrke sådanne afgrøder på de arealer, der er omfattet af randzonerne; det er altså ikke nødvendigt at indlægge restriktioner i afgrødevalget i selve modellen, idet samme resultat forventes at opstå når landmanden optimerer økonomisk i modellen.

Bedriftsmodellerne har dog ikke en GIS-komponent, hvormed randzonerne kan placeres geografisk i landskabet og dermed heller ikke specifikt i kanten af hver mark, sådan som scenariet ellers er opstillet. Konkret fungerer optimeringen i modellerne således, at randzonerne placeres der hvor tabet i dækningsbidrag er mindst, dvs. på arealer hvor udbyttetabet er mindst, når der ikke anvendes pesticider. Herved minimeres omkostningerne, men fremgangsmåden indebærer samtidig, at natureffekten kan tænkes at være mindre, end når bedrifterne tvinges til at placere randzonen omkring hver mark.

Randzone-scenariet er endvidere implementeret i bedriftsmodellerne ved at anvende to udbyttefunktioner, en for udbyttet ved ophør af pesticider i randzonerne på 12,7 % af arealet, og en anden udbyttefunktion for de resterende arealer, som svarer til udbytterne i basisscenariet. Der er derefter regnet med at 12,7 % af arealet får et reduceret udbytte, svarende til udbyttet ved et be-

handlingsindeks på 0, mens landmanden antages at optimere produktionen på de resterende 87,3 % af arealet med de udbytteforhold, der gælder i basis-scenariet. Modellen kan som nævnt ikke bestemme, hvor randzonerne placeres rent geografisk, men det fremgår, hvilke ændringer der sker i afgrødevalget, og på hvilke jordtyper der sker ændringer. Det indebærer også, at landmanden i vores modeller har et større incitament til at substituere mod afgrøder, der kræver færre pesticider, end der vil være i den virkelige verden. Det betyder, at de beregnede omkostninger som følge af randzonescenariet udgør et underkantsskøn.

4.1.4 Implementering af randzoner i ALMaSS

Ændringer i afgrødefordelingen og pesticidanvendelse, som de er beregnet i bedriftsmodellen, anvendes i ALMaSS til at beregne ændringer i faunaindexet. De væsentligste ændringer i pesticidforbruget fremgår af tabel 4.1. Bortset fra vinterbyg, hvor pesticidforbruget reduceres med næsten en tredjedel og kløvergræs, hvor forbruget reduceres med godt 6 %, er der tale om minimale ændringer. Det antages, at ændringerne fordeler sig ligeligt på herbicider, fungicider og insekticider.

Tabel 4.1 Ændringer i pesticidforbrug i udvalgte afgrøder.

	Vårbyg	Havre	Vinterhvede	Vinterbyg	Vår-raps	Vinter-raps	Ærter	Græs til ensilage	Kløvergræs t. afgræsning
Randzone (Sc01)	0,1	0,2	0,0	-31,3	0,0	0,0	0,0	-2,4	-6,5

Som det fremgår af tabel 4.1 reduceres pesticidbehandlingen i vinterbyg, hvorimod der ikke sker nogen reduktion i pesticidforbruget i vinterhveden. I modelleringen antages som nævnt, at randzonerne anlægges der hvor det er billigst, målt ved det laveste udbyttetab. Udbyttetabet ved at dyrke vinterhvede uden pesticider ville være for stort, og det ville derfor ikke være økonomisk optimerende at dyrke vinterhvede i randzonerne; pesticidreduktionen vil derfor foregå i andre afgrøder.

4.2 Kvotescenariet

Der indføres en pesticidkvote, der er omsættelig, dvs. landmænd har mulighed for at købe og sælge pesticidkvoter. Dette indebærer, at der sættes en samlet pesticidkvote på landsplan på et niveau, der indebærer en 25 % reduktion af pesticidforbruget i 2003, således at pesticidhandlingsplanernes mål om at komme ned på et behandlingsindeks på 1,7 indfries.

4.2.1 Implementering af kvotescenariet i AAGE

Scenariet gennemføres således, at landmændene skal købe retten til at bruge en bestemt mængde pesticider, dvs. kvoten. Kvoterettighederne udbydes ved en auktion, hvilket indebærer, at de landmænd der har mulighed for at reducere deres pesticidforbrug relativt billigt, forventes at have større økonomisk fordel af at reducere forbruget end af at købe kvoterettigheder. Det samlede provenu tilbageføres til landbruget gennem enhedspræmierne.

I analysen er det antaget, at landmændene kan handle kvoter indenfor landets grænser. Kvotescenariet er implementeret på den måde, at kvoteprisen er den samme for alle landmænd. Denne pris er fremkommet ved beregning af kvotehandlen inden for hele landet med den samfundsøkonomiske model AAGE.

Ligesom i randzonescenariet, vil kvotescenariet medføre øgede enhedsomkostninger for landmanden. I kvotescenariet skyldes de øgede enhedsomkostninger dels lavere produktivitet som følge af lavere pesticidindsats og dels omkostninger til at købe kvoterettigheder. Ligesom i randzonescenariet vil de samfundsøkonomiske tab som følge af reduceret landbrugsproduktion, i nogen grad kunne opvejes af produktionsfremgang i de erhverv der ikke er tæt knyttet til landbrugsproduktionen.

Et kvotesystem indebærer omkostninger til administration af auktionen, og for landmanden indebærer kvotehandel beslutningsomkostninger. Disse er dog ikke beregnet i scenariet, men en virkemiddelanalyse i 2007 nåede frem til et "meget usikkert" skøn for de samlede administrative udgifter herved på 230 mio. kr. i alt eller 110 kr. per hektar (Miljøministeriet, 2007:29). Dette tal er baseret på antagelser om, at der potentielt er 55.000 bedrifter som vil være involveret i handlen (tallet er baseret på antallet af gødningsregnskaber i 2002/03), og at de handlede kvoter er permanente. Udgifterne omfatter driften af et centralt sprøjtetilladelseskantor, mens udgifter til ansøgning og tildeling af sprøjtetilladelserne antages at være lave, fordi de forventes at kunne ordnes i forbindelse med indberetning af gødningsplaner/ansøgning om enkeltbetaling. Herudover estimeres erhvervets (både bedrifternes og grossistleddets) samlede årlige administrative driftsomkostninger ved et system af omsættelige kvoter til 200 mio. kr. Dette tal er ligeledes inspireret af estimerede omkostninger til administration af gødningsområdet på 198 mio. kr. årligt. Langt størstedelen af udgifterne forventes at være omkostninger for den enkelte landmand - og i øvrigt at være meget usikre skøn. Endvidere er det nødvendigt at få undersøgt nogle praktiske forhold, såsom fleksibilitet i forhold til behov (hvordan landmændene kan nå først at observere behov, derefter købe kvoter og købe sprøjtemidler, og endelig nå at sprøjte) før en endelig vurdering af omsættelige kvoters omkostningseffektivitet kan vurderes i relation til en faktisk implementering.

4.2.2 Implementering i bedriftsmodellen

I bedriftsmodellerne er kvotescenariet implementeret som en prisændring på pesticider svarende til de ændrede prisforhold, der er beregnet med AAGE (Jacobsen, 2009: bilag 5). De implicitte prisændringer ved en kvote, der er 25 % lavere end pesticidforbruget i 2003 er af Jacobsen (2009) beregnet til en forøgelse på 84 % for fungicid/insekticid og en prisstigning på 83 % for herbicid. Denne stigning er beregnet i forhold til priserne for et behandlingsindeks i 2003. Disse priser fremgår af Ørum (2003, s. 64-73), hvoraf det fremgår, at prisen per behandlingsindeks varierer mellem 165 kr./BI for vårbyg til 625 kr./BI for roer. Denne metode til modellering af kvoter er valgt, da bedriftsmodellen ikke giver mulighed for at handle med pesticider mellem bedrifterne i modellerne.

Den ændrede pris per BI repræsenterer derfor den pris, de enkelte bedrifter må betale for pesticidkvoter på en national kvotebørs. Landmændene i modellen er derfor stadig pristagere og købere af kvoter på en børs til en pris, der er beregnet med AAGE-modellen. Det betyder, at det lokalt vil være muligt at anvende pesticider svarende til et højere forbrug end 1,7 BI, fordi det er muligt at købe pesticidkvoter. Denne fremgangsmåde er i overensstemmelse med tilpasningen, som den vil ske i praksis, da hver enkelt bedrift ikke vil have markedsindflydelse til at påvirke prisen på kvoterne, men vil være pristagere. Hvis den enkelte landmand ikke påvirker udbudt mængde (den samlede kvote) og pris, er antallet af kvoter således ikke en bindende restriktion for den

enkelte bedrift. Det påvirker blot den pris, bedriften skal betale for at anvende pesticider. En alternativ tilgang ville være at påtvinge alle bedrifter en reduktion af en vis størrelse, dvs. en fast kvote frem for en omsættelig kvote. Ved en fast kvote forsvinder de allokeringsmæssige fordele ved omsættelig kvoteregulering, dvs. den omkostningseffektive fordel ved at de landmænd der har de mindste marginale reduktionsomkostninger ved at reducere pesticidforbruget, sælger deres kvoter til dem med højere reduktionsomkostninger.

Prismetoden giver altså hver enkelt bedrift mulighed for selv at bestemme reduktionen af pesticidanvendelsen indenfor det økonomiske optimale. I profitmaksimeringsproblemet skal hver enkelt bedrift altså bare beslutte, hvor meget pesticid der skal anvendes under forudsætning af, at bedriften skal betale for kvoter til forbruget.

Den højere pesticidpris påvirker endvidere arealanvendelsen. Dyrere pesticider vil gøre pesticidkrævende afgrøder relativt mindre konkurrencedygtige og profitable i forhold til mindre pesticidkrævende afgrøder. Dette vil forårsage substitution i retning af mindre pesticidkrævende afgrøder, da bedrifternes marginale dækningsbidrag på pesticidkrævende afgrøder vil blive mindre. Bedrifterne vil også kunne vælge at acceptere det forhøjede udbyttetab ved mindre pesticidanvendelse uden at ændre arealanvendelse, hvis dette er mere profitabelt. Bedrifternes valg afhænger alt andet lige af balancen mellem udbyttetab og den forhøjede pris på pesticider.

Bedriften antages at anvende pesticid i det optimale omfang i udgangssituationen (basis), hvor den marginale gevinst ved at anvende en enhed pesticid er lig omkostningen ved at gøre det. Ved implementeringen af kvotescenariet stiger prisen på pesticid som følge af, at bedriften skal købe kvoter til hver enkelt enhed pesticid. I den efterfølgende optimeringsproces vil bedriften således sænke sit pesticidforbrug til det nye optimale niveau, som er gældende efter prisændringen forårsaget af kvoteordningen.

4.2.3 Implementering af kvotescenarie i ALMaSS

Ændringer i afgrødefordelingen og pesticidanvendelse, som de er beregnet i bedriftsmodellen, anvendes i ALMaSS til at beregne ændringer i faunaindexet. De væsentligste ændringer i pesticidforbruget fremgår af tabel 4.2. Her er ændringerne noget større end for randzonescenariet, idet kvoten jo tvinger det samlede pesticidforbrug ned. Størst er reduktionen for ærter, dernæst vinterbyg og rapsafgrøder.

Tabel 4.2. Ændringer i pesticidforbrug for udvalgte afgrøder, kvotescenarie.

	Vårbyg	Havre	Vinterbyg	Vinterhvede	Vår-raps	Vinter-raps	Ærter	Græs til ensilering	Kløvergræs t. afgræsn.
Kvotescenarie	-9,	-34,9	-85,3		-60,5	-60,5	-100,0	-10,9	-12,2

Af tabel 4.2. ses at der sker forholdsvis store ændringer i pesticidforbruget for nogle afgrøder, fx ærter (100 %) og vinterbyg. Resultatet betyder ikke, at fx ærteproduktionen udfases, men angiver blot reduktionen i pesticidforbruget ved dyrkning. For ærter drejer det sig således om dyrkning helt uden pesticider. Forklaringen er, at optimeringsmodellen for nogle afgrøder, der dyrkes i et begrænset omfang, vælger at nedsætte pesticidforbruget meget eller helt for til gengæld at reducere mindre på andre afgrøder, fx vårbyg. Det medfører, at resultaterne på afgrødeniveau skal tolkes med nogle forbehold i forhold til de

samlede reduktionsresultater, idet de er mere usikre end de samlede reduktionsresultater. For en yderligere gennemgang henvises til bilag 6, Fønnesbech-Wulff et al., 2010.

5 Effekter af politikscenarier

Dette kapitel beskriver og diskuterer resultaterne af de to forskellige politik-analyser på hhv. samfundsøkonomi, bedriftsøkonomi, ændringer i arealanvendelse og pesticidforbrug, natureffekter og konsekvenser for vandressourcen. Med henblik på at skabe et overblik over de komplekse modelanalyser holdes gennemgangen på et overordnet niveau, mens detaljerede beskrivelser findes i notaterne Jacobsen, 2010; Fonnesbech-Wulff et al., 2010; Dalgaard et al., 2010 og Topping & Høyen, 2010.

Samlet viser analyserne, at især randzonescenariet som implementeret her, giver beskedne resultater både i form af reduceret pesticidforbrug og med hensyn til effekter på fauna i marklandskabet. Randzonerne påvirker ikke kvaliteten af vandressourcen, hverken positivt eller negativt. Samtidig er den samfundsøkonomiske effekt beskedne. Kvotescenariet giver en større reduktion i pesticidforbruget, men påvirker fauna *negativt* med få undtagelser. Igen er den samfundsøkonomiske effekt beskedne. Mht. vandressourcen sker der en reduceret belastning som skyldes den generelle reduktion i pesticidforbrug.

I det følgende gennemgås først analysen af randzonescenariet, dernæst analysen af kvotescenariet. I hver sektion redegøres først for effekter i studieområder, dvs. for landbrugspraksis, fauna og vandressource, dernæst for de samfundsøkonomiske konsekvenser af at gennemføre hvert scenarie. Analyserne er, som redegjort for oven for, lavet i den omvendte rækkefølge, idet de samfundsøkonomiske beregninger har bidraget med ændrede priser som er anvendt til at beregne hvordan bedrifterne i de to studieområder har ændret landbrugspraksis, under forudsætning af at de er økonomiske optimerende. Kapitlet afsluttes med en sammenligning og diskussion af resultaterne.

5.1 Randzonescenariet

5.1.1 Ændringer i landbrugspraksis og pesticidforbrug

Randzonescenariet medfører først og fremmest, at der ikke anvendes pesticider i de 6 meter brede kanter om hver mark. Endvidere kan der opstå en pesticidreduktion, hvis bedrifterne substituerer over mod afgrøder der er mindre pesticidkrævende, for på den måde at minimere det samlede udbyttetab. Analysen viser, at begge effekter optræder. Men det samlede resultat bliver alligevel, at *randzonescenariet* giver en meget beskedne reduktion i behandlingen med pesticider på hhv. 3 % i Odense case-området og 4 % i Bjerringbro i forhold til baseline, jf. tabel 5.1. Tabellen angiver ændringer i det gennemsnitlige behandlingsindeks for alle bedrifter og afgrøder i hvert af de to områder for randzonescenariet.

Tabel 5.1. Ændringer i behandlingsindeks (BI) *

Randzone	Basis	Bjerringbro	Odense
Absolut ændring i.f.t. Basis	-	-0,05	-0,04
Procentvis ændring i.f.t. Basis	-	-4,17	-2,82

*BI angiver det antal gange en afgrøde kan behandles med normal dosis af et relevant middel i dyrkningsåret.

Reduktionen i pesticidanvendelsen på hhv. 3 til 4 % i de to case-områder udgør den samlede reduktion for det totale landbrugsareal i områderne. Det kan virke kontraintuitivt, at den resulterende reduktion i pesticidanvendelsen er mindre end det udtagne areal, som er på 12,7 % af arealet; når scenariet er en obligatorisk randzone. Antagelsen er således, at anvendelse af pesticider forbydes i randzonerne. Hvis pesticidforbruget var ens for alle arealer og afgrøder, ville reduktionen svare til arealet der udtages til randzone, men dette er ikke tilfældet - hverken i virkelighedens verden eller i modellerne. Forklaringen på den relativt lave effekt er, at beregningerne bygger på, at "landmændene" i modellen lægger randzonerne der, hvor der dyrkes afgrøder med et i forvejen lavt pesticidforbrug.

Det skal påpeges, at ved et højere niveau i udgangssituationen end det her modellerede, hvilket har været trenden i de senere år, ville reduktionen blive større. Niveaulet i udgangssituationen (baseline) er modelleret som et gennemsnit for afgrøderne med udgangspunkt i Miljøstyrelsens Bekæmpelsesstatistik for 2005.

Yderligere analyser, hvor der differentieres for hhv. jord- og bedriftstyper viser, at de største reduktioner sker på de såkaldte blandede jordtyper i forhold til bedrifter på rene ler- eller sandjorde, og ligeledes på blandede bedrifter, der typisk er mindre end de specialiserede kvæg-, svine- og planteavlsbedrifter. Blandt hoveddriftsformerne er det planteavlerne der udviser den største reduktion af pesticidforbrug i begge studieområder. Således reducerer planteavlerne i Odense-casen deres pesticidforbrug med 4 % og i Bjerringbro med 5 %, mens kvæg- og svinebedrifter øger deres pesticidforbrug en smule. Endvidere gælder i begge studieområder, at bedrifter med sandjord gennemsnitligt reducerer pesticidforbruget mere end bedrifter med lerjord, hvilket kan forklares med at udbyttet gennemgående er lavere på sandjord. At reducere pesticidanvendelsen vil således resultere i et større absolut tab på lerjord end på sandjord. Et udbyttetab på fx 1 % vil være større (absolut) for et højere udbytte (lerjord) end et relativt lavere udbytte (sandjord). Det medfører, at bedrifter på lerjord har højere marginale reduktionsomkostninger ved at reducere pesticidanvendelsen end bedrifter på sandjord, da de taber flere hkg. pr. reduceret BI.

Ændringer i arealanvendelse er undersøgt, idet det forventes at ændrede afgrødefordelinger kan påvirke levebetingelserne for fauna i det dyrkede land. De væsentligste ændringer i afgrødefordelingen vises i tabel 5.2. Som det fremgår, afstedkommer randzonsescenariet få og stort set ubetydelige ændringer i afgrødefordelingerne. For eksempel stiger arealet med vinterhvede fra 19108 ha til 19156 ha - en forandring på under 1 %. Ligeledes falder arealet med vårbyg fra 13999 ha til 13965 ha. For Bjerringbro er ændringerne af samme størrelsesorden, om end arealet med vinterbyg dog øges med ca. 2 % (se bilag 6, figur 4 til figur 7).

Det er endvidere undersøgt i hvilket omfang bedrifterne skifter fra kemisk til mekanisk ukrudtsbekæmpelse: Her sker der ikke nogen forandring af betydning i randzonsescenariet (se endvidere bilag 6, tabel 13-23).

Samlet set medfører randzonsescenariet, som implementeret her ved en randzone omkring marker, stort set ubetydelige ændringer i pesticidforbrug og afgrødefordelinger ud over den pesticidreduktion der følger af, at der ikke må sprøjtes i de 6 meter brede randzoner.

Tabel 5.2. ændringer i arealanvendelsen i markkanter, ha (randzone)

	Bjerringbro		Odense	
	Baseline	Scenario 1: 6 m randzone	Baseline	Scenario 1: 6 m randzone
Vårbyg	3093	3083	13999	13965
Vinterbyg	1754	1791	461	461
Vinterhvede	2203	2194	19108	19156
Vinterraps	1351	1351	2800	2849
Vinterrug	139	128	773	796
Vårkorn, helsæd	338	308	15	23

5.1.2 Effekter på fauna

Som nævnt viser analyserne af baseline, at de seks faunaarters antal og udbredelse varierer stærkt mellem forskellige kombinationer af landskab og sædskifte, men også at mønstrene varierer arterne imellem.

Analysen af randzonescenariet viser overordnet, at ændringerne for de seks indikatorarter er beskedne og som hovedregel er af en mindre størrelsesorden end de ændringer, der sker ved at skifte mellem landskabsstruktur og sædskifte i baseline-modellen.

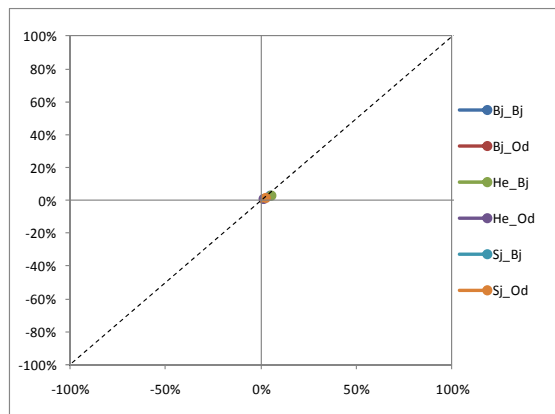
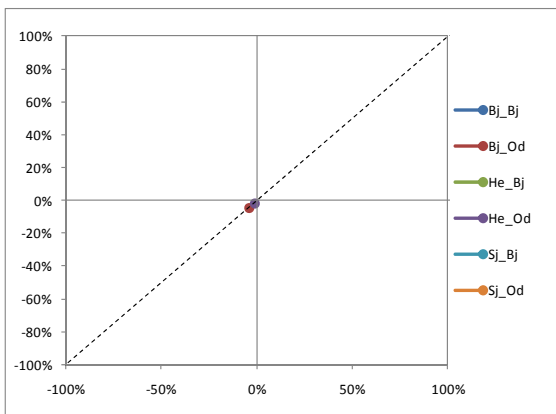
Figur 5.1 viser ændringer for hver af de seks indikatorarter som følge af indførelsen af 6 meter brede randzoner. Hver graf i figuren viser udviklingen i antal og udbredelse for en konkret kombination af landskab (enten Sjælland, Herning eller Bjerringbro) med et sædskifte (enten den type sædskifte, der forefindes i Bjerringbro-studieområdet eller i Odense-studieområdet) ved et skift fra nuværende betingelser (baseline) til indførelse af pesticidfri randzone.

Med sanglærken som eksempel aflæses graferne som følger: Ændringer i arternes udbredelse i landskabet ved indførelse af randzonescenariet vises på den horisontale akse, og ændringer i arternes antal aflæses på den vertikale akse. Hver farvet graf angiver som nævnt en kombination af landskabstype og arealanvendelse. I oversigten til højre for diagrammet angiver den første bogstavkombination således landskabsstruktur (Bjerringbro, Herning eller Sjælland, dvs. Præstø). Bogstaverne efter bindestregen angiver arealanvendelsen, dvs. enten Bjerringbro- eller Odense-studieområdet. For sanglærke ses den største effekt i den brune graf, dvs. kombinationen af Bjerringbro-landskabet og en arealanvendelse som Odense-studieområdet.

For fire af seks arter fører indførelsen af 6 meter brede randzoner i markkanterne til ubetydelige eller ingen ændringer i antal og udbredelse, mens der sker en positiv udvikling for agerhøns og lærker.

Markmus

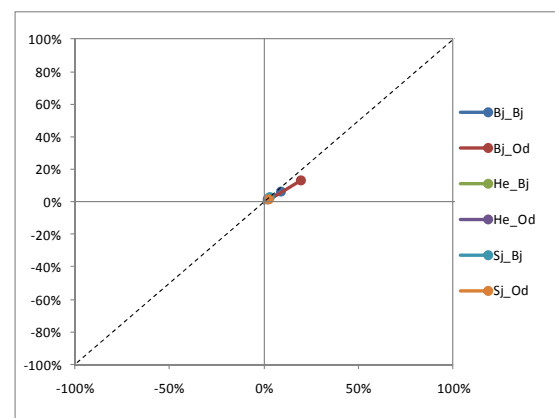
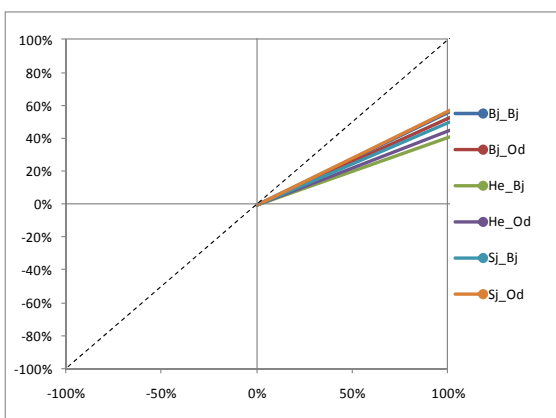
Hare



Agerhøne

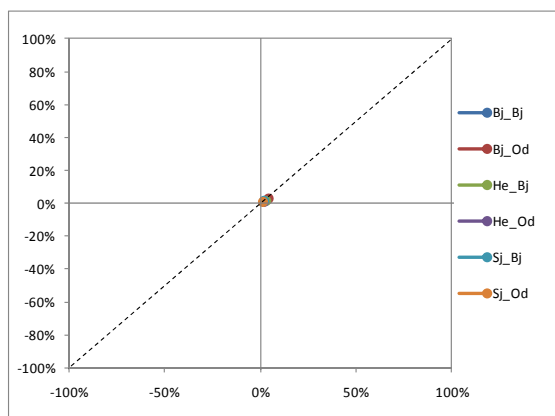
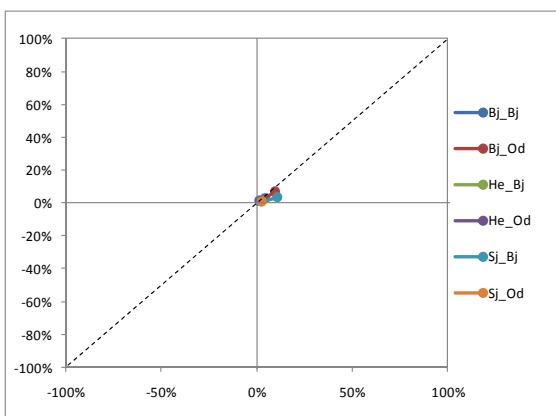
Sanglærke

Antal



Bille (*bembidion lampros*)

Edderkop



Udbredelse

Figur 5.1 Ændringer i indikatorarter ved et randzonestenario. Bj_Bj=Berringbro Landskab, Bjerringbro-areal anvendelse; Øvrige: He=herning, Sj=sjælland (Præstø), Od=odense.

Ændringerne for *markmusen* er minimale. I kombinationen af Bjerringbro-landskabet med Odense-sædskiftet reduceres både antal og udbredelse med 4 % i dette scenarie. Det tyder på, at der bliver dårligere forbindelsesveje i Bjerringbro-landskabet og dermed lidt færre habitatområder. *Haren* reagerer hel-

ler ikke nævneværdigt på scenariet. Derimod er der positiv respons for **biller** og **edderkopper**. For billerne øges antallet med op til 8 % og udbredelse øges med op til 10 % hvilket skyldes, at billerne overvintre i markkanterne, hvorfor deres levebetingelser forbedres med usprøjtede randzoner. Effekten er dog begrænset, idet billerne også for en stor del opholder sig i markerne og derfor kun drager delvis nytte af pesticidbegrænsningen i randzonerne. For edderkoppen er ændringerne små men positive, hvilket skyldes reduceret dødelighed i de usprøjtede randzoner.

Agerhønen er den art, der reagerer bedst på introduktionen af randzoner. Udbredelsen forøges med mere end 100 % i alle landskaber, og populationen forøges med op til 300 %. Den forbedrede udbredelse indikerer en forbedret kvalitet af habitater, både habitater til redebygning og til rugning. Det skyldes, at der i de usprøjtede randzoner kommer flere insekter og mere ukrudt, som forbedrer fødegrundlaget for afkommet. Hvis der er sammenfald mellem disse habitater og redebyggehabitaterne, sker der en generel forøgelse af habitatarealet. Analysen viser dog samtidig, at denne positive effekt hviler på en kritisk forudsætning om, at der er tilstrækkeligt fødegrundlag til fouragerende agerhøns. Disse procentuelle forøgelser virker umiddelbart imponerende, men resultaterne skal ses i lyset af, at tætheden i landskaberne for disse arter i dag er højst 1/20 af, hvad den var i 1940'erne. En lille forbedring kan derfor give en stor relativ stigning, mens stigningen i absolutte tal er meget lille.

Endelig er der også positive effekter på **lærken**, dog generelt i en størrelsesorden på 2-4 %, men op til 19 % i Bjerringbro-landskabet. Effekten formodes at skyldes et øget fødegrundlag i randzonerne, men da denne forbedring ikke gælder i marken der sprøjtes, påvirker den alene overlevelsen blandt unge fugle i år, hvor vejrforholdene i øvrigt ville reducere deres muligheder.

Samlet set er der således tale om små påvirkninger af fauna i randzonescenariet, samtidig med at mønstret varierer. Kun for agerhønen er der en markant og entydigt positiv effekt.

5.1.3 Effekter på vandressourcen

Randzonescenariet har ikke nogen betydelig effekt på pesticidforbruget på nogen af de undersøgte bedriftstyper, jf. tabel 5.1. Derfor kan dette scenarie ikke bidrage til at reducere pesticidbelastningen af drikkevandsressourcen. Analyserne viser således, at det gennemsnitlige behandlingsindeks for forskellige bedriftstyper i begge områder forbliver det samme før og efter indførelse af randzonescenariet.

Kvælstofudvaskningen påvirkes heller ikke, da scenariet ikke påvirker husdyrholdet eller gødningspraksis nævneværdigt.

5.1.4 Bedrifts- og samfundsøkonomiske omkostninger ved scenariet

Udover effekter på fauna, eller mangel herpå, har indførelsen af en randzone også bedriftsøkonomiske effekter og deraf afledte samfundsøkonomiske effekter.

Randzonescenariet er med bedriftsmodellerne beregnet til at koste 5433 kr. per ha årligt i Odense-oplandet, mens det vil være langt mindre omkostningskrævende i Bjerringbro-området, hvor omkostningen er beregnet til 108 kr. per ha årligt. Forskellen mellem de to områder skyldes forskelle i afgrødefordeling og udbytte på grund af store forskelle i jordtypefordelingen mellem de

to områder, og hermed meget store forskelle i tabt dækningsbidrag per ha. Som nævnt tidligere er det dyrere at reducere pesticidforbruget på lerjord end på sandjord, og der er meget mere lerjord (i procent af det samlede areal) i Odense end i Bjerringbro, jf. tabel 2.2. Randzonetiltaget gennemtvinger reduktion på alle bedrifter, hvilket bliver dyrere i et område med meget lerjord end i et område med meget sandjord. Ydermere påvirker sammensætningen af husdyr- og plantebedrifter også omkostningsniveauet, og også bedriftsstrukturen er forskellig mellem de to områder (jf. tabel 2.1.).

Modelberegningerne viser generelt, at det er forbundet med lavere omkostninger at reducere pesticidanvendelsen i Bjerringbro-området end i Odense-området, men forbehold skal tages i forhold til de store forskelle mellem områderne, da resultaterne bl.a. er baseret på, at randzonerne anlægges der hvor det koster mindst at ophøre med pesticider. I case-området i Bjerringbro har det været muligt at ophøre med pesticider på arealer, hvor dette har medført lave omkostninger i form af tabt dækningsbidrag. Et randzonescenarie hvor landmanden ikke kan vælge at lægge zonen i en afgrøde med lavt pesticidbehov, vil som nævnt være mere omkostningskrævende.

Beregningerne viser således, at omkostningerne ved randzoner varierer meget mellem områder, og at hverken det nuværende årlige tilskud på 1.200 kr. per ha eller det tidligere årlige tilskud på 750 kr. per ha. i tidligere programperiode vil være tilstrækkeligt til at dække det gennemsnitlige tab i Odense. Det vil imidlertid være rigeligt som incitament i Bjerringbro, hvis landmanden antages at træffe disse beslutninger på en fuldt driftsøkonomisk optimal måde. Men som det fremgår af tidligere analyser, holder denne antagelse langt fra altid uden for økonomiske modeller (se bl.a. bilag 1, Christensen et al.).

Samlet set konkluderes derfor, at virkemidlet randzoner i markkanter er dyrt og ikke effektivt, når vi måler på effekten i form af reduktion af pesticidforbruget og effekten på markfaunaens udbredelse og antal, målt ved de her inkluderede faunaarter.

Der er en vis usikkerhed forbundet med modelresultaterne, idet randzonearealerne som nævnt ikke har kunnet placeres geografisk, og som følge deraf har omkostninger ikke kunnet modelleres præcist på placeringen.

For så vidt angår **de samfundsøkonomiske effekter** af et randzonescenarie beregnet med modellen AAGE viser analysen, at de vegetabilske driftsgrene får en produktivitsnedgang som følge af den forringede produktivitet i randzonerne. Den største nedgang på 5 % sker i produktionen af oliefrø, mens kornproduktionen falder med 3 %, men ellers er der tale om små ændringer.

Den mindre produktion i scenariet smitter positivt af på samfundets øvrige erhverv, idet landbrugets efterspørgsel efter arbejdskraft og kapital falder, hvorfor priserne herpå også falder. Det giver små, positive effekter i de øvrige erhverv.

Den positive effekt på de øvrige erhverv afbøder således i nogen grad scenariets samfundsøkonomiske omkostninger, jf. tabel 5.3. Konkurrencevnen forbedres generelt pga. faldende priser på arbejdskraft og kapital, hvorfor importen falder. Eksporten domineres af den faldende eksport af landbrugsrelaterede produkter og stigende eksport fra i de øvrige erhverv, hvorfor der ses et lille fald i den samlede eksport. Faldet i det reale privatkonsum udgør 367 mio. 2003-kr. Ofte anvendes det reale privatkonsum som en indikator på velfærd ændringer, men da det offentlige forbrug og investeringer også må anta-

ges at påvirke det nuværende og fremtidige velfærdsniveau, benyttes også den endelige indenlandske konsumanvendelse som velfærdsindikator. Her er faldet større, nemlig 479 mio. kr. Bundlinjen er, at en indførelse af randzoner som her skitseret fører til et fald i bruttonationalproduktet på 481 mio. kr. svarende til mindre end 0,03 %.

Tabel 5.3 Samfundsøkonomiske effekter af randzonestenariet

	Baseline mio. kr	Ændring i forhold til baseline, mio. kr.
		Randzone
		--- Reale ændringer ----
Privatkonsum	781	-367
Investeringer	282	-107
Off. Konsum	434	0
Lagerændringer	0	0
Indenlandsk anvendelse	1497	-479
Eksport	611	-79
Import	392	-78
BNP	1717	-481
		----- Procent Ændring-----
Forbrugerpriser		-0,03
Pengeløn		-0,06
Aflønning af kapital		-0,03
Aflønning af jord		-5,61

5.2 Kvotescenariet

5.2.1 Ændringer i landbrugspraksis og pesticidforbrug

Kvotescenariet gennemføres jf. kapitel 4 sådan, at priserne ændres på pesticiderne i henhold til de beregnede prisændringer i AAGE. Resultaterne fra AAGE er anvendt til beregning af prisændringer til input i bedriftsmodellen, og disse prisændringer ligger på mellem 83 og 84 % af prisen på behandlingsindekset. Prisen på behandlingsindekset varierer meget mellem afgrøder (jf. Ørum, 2003). Denne fremgangsmåde simulerer effekten af, at bedrifterne handler pesticidkvoter over en kvotebørs. Den samlede kvote sættes på et niveau, der svarer til et behandlingsindeks på 1,7, hvilket svarer til en 25 % reduktion af 2003-niveauet – og en endnu større reduktion i forhold til 2009-niveauet.

Analysen viser, at kvotescenariet giver en reduktion på pesticidanvendelsen på i gennemsnit 28 % i de to områder. Det dækker over en reduktion på hhv. 22 % i Odense og 34 % i Bjerringbro. Dette er et plausibelt resultat, da en national omsættelig kvote vil medføre forskellige reduktioner i forskellige områder, da kvoterne allokerer reduktionerne til de steder, hvor omkostningen ved reduktion er mindst.

Tabel 5.4 viser resultaterne for hhv. bedriftstype og jordtype. Som ved randzonestenariet er ændringerne størst for kategorierne 'blandet bedriftstype' og 'blandet jordtype' med reduktioner på over 40 % i Bjerringbro og 27 % i Odense. Dernæst er der også i dette scenarie størst effekt på sandjordsbedrif-

ter og på planteavlsbedrifter og mindst reduktion på kvægbedrifter i begge områder.

Tabel 5.4 Ændringer i pesticidforbrug på jord- og bedriftstype, studieområder, pct.

Procentvis ændring fra BASISSCENARIO				
Scenarie/jordtype	Blandet jordtype	Ler	Sand	
Bjerring bro	-42,99	-22,43	-33,43	
Odense	-26,67	-15,35	-24,09	
Scenarie/bedriftstype	Blandet produktion	Kvæg	Plante	Svin
Bjerringbro	-43,89	-14,21	-39,45	-23,22
Odense	-28,01	-11,43	-24,62	

Der sker endvidere en stigning i mekanisk ukrudtsbekæmpelse i begge studieområder, hvilket er med til at skabe en effekt i ALMaSS, da den mekaniske ukrudtsbekæmpelse påvirker natur og miljø (Odderskær et al., 2006). Det omfatter en forøgelse af strigling på hhv. 82 % (Bjerringbro) og 63 % (Odense). Ligeledes sker der i begge områder store ændringer i radrensning, men fra et lavt niveau, mens der ikke sker en stigning i den manuelle ukrudtslugning. Mere specifikt sker der en ændring fra anvendelse af pesticider til radrensning i vårraps, vinterraps og ganske lidt på sukkerroer i Odense. I Bjerringbro-modellen radrenses endvidere i vårraps og vinterraps.

Ændringerne i afgrødefordelingen i mellem baseline- og politikscenarierne er forholdsvis beskedne, men der sker en vis ændring fra vår- til vinterafgrøder, især i Odense-casen, hvor arealet med vinterhvede stiger fra 19108 ha til 19618 ha, ligesom også arealerne med vinterbyg, vinterrug og vinterraps stiger, dog fra et mindre areal i udgangspunktet, jf. tabel 5.5.

Tabel 5.5. ændringer i arealanvendelsen , ha (kvote)

	Bjerringbro		Odense	
	Baseline	Scenario 2: pesticidkvote	Baseline	Scenario 2: pesticidkvote
Vårbyg	3093	2467	13999	12669
Vinterbyg	1754	1660	461	3269
Vinterhvede	2203	2194	19108	19619
Vinterraps	1351	1351	2800	2838
Vinterrug	139	860	773	1240
Vårkorn, helsæd	338	304	15	15

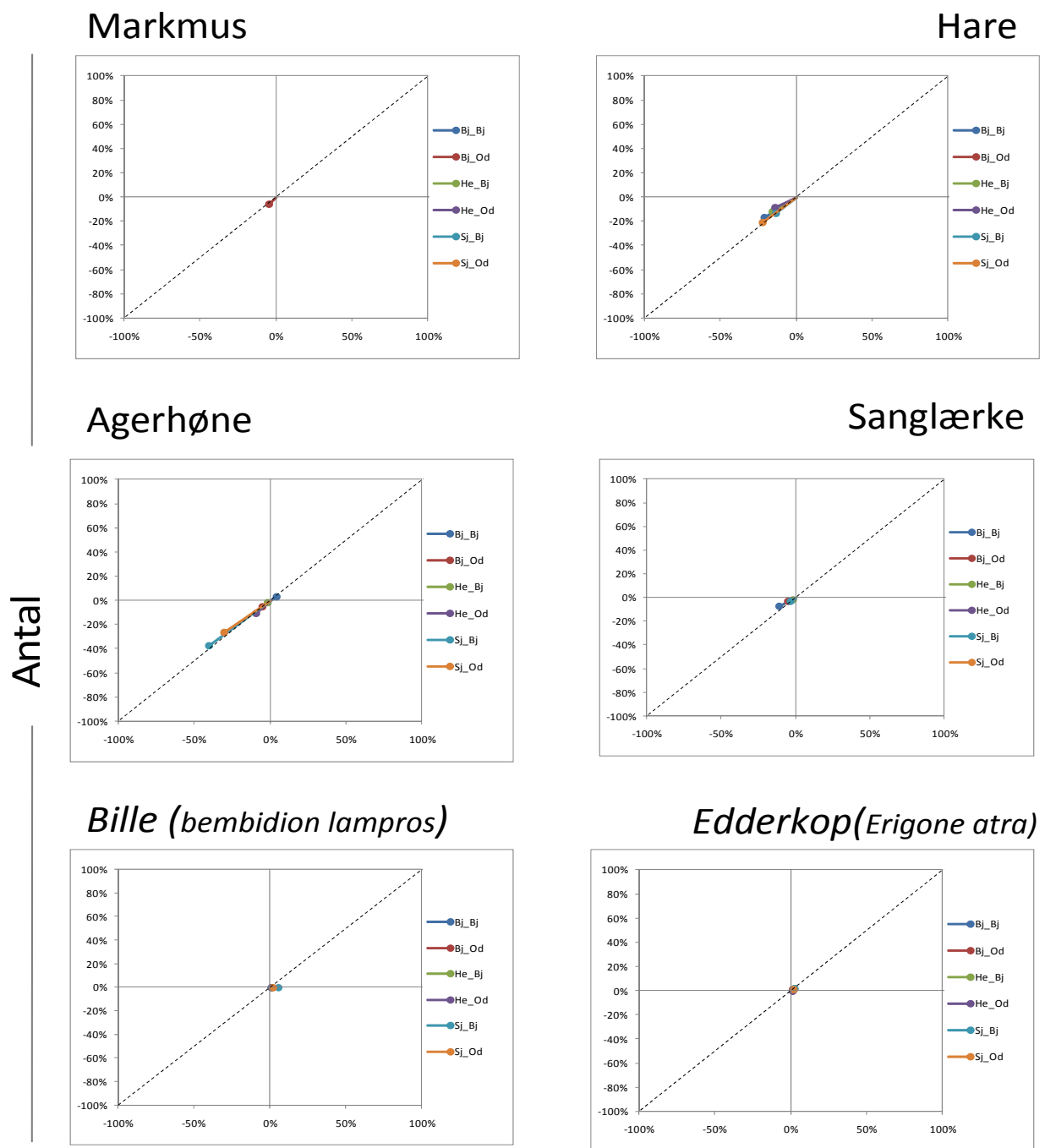
I Bjerringbro-cases forøges arealet med vinterrug fra 139 ha til 860 ha, mens der sker et meget lille fald i arealet med vinterhvede fra 2203 ha til 2194 ha. Ændringen fra vår- til vinterafgrøder skyldes, at reduktionerne i pesticidanvendelsen som følge af prisforhøjelsen/kvoten sker på andre arealer end på højtydende vinterhvedearealer. Pesticidkvoterne er ikke stramme nok til at forskube konkurrenceforholdet mellem afgrøderne, og slet ikke til at opnå en forskydning til fordel for vårbyg eller andre vårafgrøder på bekostning af vinterhvede og andre vinterafgrøder. Dette indikerer, at der skal skrappe kvoteregulering til, hvis formålet er at ændre afgrødevalget. Det kan dog observeres, at antallet af bedrifter som dyrker vinterhvede falder lidt ved implementeringen af scenarierne i Odense. Færre bedrifter vælger således at dyrke vinterhvede i de to scenarier.

5.2.2 Faunaeffekter

I lighed med randzonestenariet giver kvotescenariet også relativt små effekter på fauna i sammenligning med de forskelle der er mellem landskaber og sædskifter. Men de effekter der er, er typisk negative. Figur 5.2 illustrerer effekterne (se også bilag 8, s. 36 ff.).

For **markmus**, **biller** og **edderkopper** er effekten minimal. For **haren** sker der en statistisk signifikant reduktion af populationen på op til 20 %. Det skyldes ændringer i sædskifter og græsarealer. Det ser ud til, at det især er reduktionen i vårbyg til fordel for vinterafgrøder, der skaber ændringen. Denne ændring i populationen er stor i forhold til små ændringer i afgrødefordelingen. Det bemærkes at den lave **harepopulation** i udgangspunktet øger dens sårbarhed over for yderligere negative faktorer. En art kan således hurtigt gå fra stabil nulvækst til negativ udvikling, når den i udgangspunktet ligger under en bæredygtighedstærskel.

Agerhønen er ligeledes følsom over for yderligere negativ påvirkning, og dens antal såvel som udbredelse reduceres med op til 50 % i kvotescenariet. Som for haren afhænger denne effekt især af landskabet og derfor af artstætheden i baseline, hvorfor nedgangen i artsantal er betydelig i det sjællandske landskab, hvor agerhønen allerede er trængt. Her er det især reduktionen i vårbyg, der påvirker artens udvikling, da denne er en mere gennemtrængelig afgrøde i den tidlige sommer end vinterafgrøder. Endelig reagerer **sanglærken** ligesom agerhønen, dog med mindre fald i antal, dvs. reduktioner op til 7 %. Her skyldes det delvis reduktionen i arealer med vårbyg, men dertil kommer effekten af færre sprøjtespor. Lærken bevæger sig igennem sprøjtespor som normalt er åbne om sommeren pga. sprøjtningen, men når der ikke køres så ofte med sprøjten lukker plantetaget til og lukker denne adgang. Det giver det paradoksale resultat, at selv om lærken har nytte af det reducerede pesticidniveau så får den problemer, fordi der bliver dårligere adgang til afgrøden pga. færre åbne kørespor.



Figur 5.2 Ændringer i indikatorarter ved et kvotescenarie. Ændringer i indikatorarter ved et randzonescenarie. Bj_Bj=Berringbro Landskab, Bjerringbro-areal anvendelse; Øvrige: He=herning, Sj=sjælland (Præstø), Od=odense.

5.2.3 Effekter på vandressourcen

Kvotescenariet reducerer pesticidforbruget signifikant – især på svinebrug og plantebrug, men i mindre omfang på kvægbrugene, jf. tabel 5.4 oven for. For så vidt angår belastningen fra herbicider, ville en 25 % reduktion af pesticidforbruget gennem indførelse af omsættelige kvoter kunne reducere den samlede **herbicid**belastning med omkring 29 % i det fynske område (fra et behandlingsindeks på 0,92 til 0,65), og med omkring 33 % i Bjerringbro-området (fra et behandlingsindeks på 0,84 til 0,56), jf. tabel 5.6.

Tabel 5.6 Effekt på herbicidanvendelsen for bedriftstyper, kvotescenariet, model I eret for hhv. studieområdet ved Bjerringbro og Odense.

Bedriftstype	Bjerringbro		Odense	
	Reference: År 2005	Scenario 2: Pesticidkvoter	Reference: År 2005	Scenario 2: Pesticidkvoter
Kvægbrug	0,3	0,3	0,6	0,5
Svinebrug	1,0	0,7	1,0	0,7
Plantebrug mv.	0,6	0,4	1,0	0,8

Note: Tallene viser påvirkningen af de gennemsnitlige behandlingsindeks på de tre bedriftstyper.

I den sammenhæng skal det bemærkes, at der ikke er en direkte sammenhæng mellem behandlingsindeks og tab af pesticider til vandressourcen, men det danske pesticidvarslingsprogram har vist risiko for udvaskning af en række pesticider og/eller deres nedbrydningsprodukter, når disse pesticider tildeles i maksimalt tilladte doseringer (Rosenbom et al., 2010; tabel 17 og 19).

Modelresultaterne fra Fønnesbech-Wulff et al. (2010, se bilag 6) viser, at hverken husdyrholdet, og dermed gødsningen med husdyrgødning, eller gødsningen med handelsgødning påvirkes signifikant i de to scenarier, hverken på områdeniveau eller bedriftstypeniveau. Derfor vil udvaskningen af kvælstof heller ikke påvirkes signifikant, og modelkørsler viser, at der kun opstår mindre effekter af den ændrede fordeling af arealanvendelsen på de forskellige jordtyper.

5.2.4 Bedrifts- og samfundsøkonomiske effekter af kvotescenariet

Bedriftsmodelleringen viser, at den større reduktion af pesticidforbruget i kvotescenariet ikke giver en tilsvarende forøgelse af omkostningerne ved tiltaget, da reduktionen sker hvor den marginale reduktionsomkostning er lavest. **Kvotescenariet** giver en mere ens omkostning per ha i de to områder end randzonsescenariet, og er beregnet til 376 hhv. 265 kr. per ha årligt i Odense og Bjerringbro.

Analyser af de **samfundsøkonomiske effekter** med AAGE-modellen viser, at kvotescenariet påvirker de vegetabiliske driftsgrene både som følge af en forringet produktion ved den lavere indsats af pesticider, men også som følge af stigende omkostninger til køb af kvoterettigheder. De største fald sker i produktionen af oliefrø med godt 8 % og korn med godt 6 %, ligesom der sker et mindre fald i produktionen af kartofler. Modsat ses en stigende produktion af grovfoder og gartneriprodukter. Dette skyldes, at der bruges færre pesticider i disse sektorer sammenlignet med fx korn, hvorfor kvotesystemet vil medføre, at indtjeningen på markdriften i udgangspunktet falder mindre ved produktion af grovfoder og gartneriprodukter. På længere sigt leder dette til en ændring i arealanvendelse til fordel for grovfoder.

Fordelingen af pesticidforbruget sker ved konkurrence mellem de enkelte driftsgrene, således at der i den endelige fordeling sikres, det økonomiske udbytte på hver kvoteenhed er den samme mellem driftsgrene og pesticidtyper. Derved opnås, at den samlede pesticidreduktion fordeles på en omkostnings-effektiv måde. Som det fremgår af tabel 5.7, der viser reduktionen af forskellige pesticidtyper **på landsplan** ved indførelse af en kvote, er reduktionen i pesticidforbruget derfor ulige fordelt mellem de forskellige afgrødetyper, idet de største reduktioner ses ved grovfoder og gartneriproduktion, mens produktion af sukkerroer og kartofler reducerer mindst.

Tabel 5.7 Ændring af pesticidindsatsen i kvotescenariet, pct.

	Fungicider	Insekticider	Herbicer	I alt
Korn	-22,2	-11,6	-33,4	-25,4
Oliefør	-29,9	-16,5	-30,9	-29,8
Kartofler	-13,2	-22,8	-30,9	-17,5
Sukkerroer	-23,8	-7,1	-18,0	-18,2
Grovfoder	-24,7	-25,8	-25,3	-25,3
Gartneri	-7,9	-18,8	-30,6	-25,2
I alt	-20,7	-16,6	-29,8	-25,0

Overordnet påvirker kvotescenariet produktionen i økonomiens øvrige sektorer relativt lidt. Indførelsen af en kvote resulterer i en mindre stigning i landbrugets indsats af kapital og arbejdskraft, hvilket fører til stigende omkostninger hertil med det resultat, at de øvrige erhverv taber konkurrenceevne. Derfor ses faldende produktion i stort set samtlige erhverv. Eneste undtagelse er sundhedsvæsenet, idet den øgede produktion i kvægsektoren fører til et øget forbrug af dyrlægeydelser.

Betragtes efterspørgselssiden af økonomien ses i kvotescenariet både stigende import og eksport, jf. tabel 5.8. Konkurrenceevnen forværres generelt på grund af svagt stigende priser på arbejdskraft og kapital. Det indebærer, at den samlede import stiger, men en stigende eksport af oksekød og mejeriprodukter mere end opvejer faldende eksport fra de øvrige erhverv, hvilket samlet set resulterer i en mindre stigning i den samlede eksport. Bruttonationalproduktet falder således med 464 mio. kr., svarende til under 0,03 % og blot en anelse mindre end i randzonescenariet.

Tabel 5.8 Samfundsøkonomiske ændringer ved et kvotescenarie.

	Baseline	Ændring i forhold til baseline, mio. kr.
	mia. kr.	Kvote
		--- Reale ændringer ---
Privatkonsum	781	-429
Investeringer	282	110
Off. Konsum	434	0
Lagerændringer	0	0
Indenlandsk anvendelse	1497	-329
Eksport	611	153
Import	392	270
BNP	1717	-464
		----- Procent Ændring-----
Forbrugerpriser		0,02
Pengeløn		0,03
Aflønning af kapital		0,02
Aflønning af jord		-2,06

5.3 Sammenligning af de to scenarier

Sammenfattende viser scenarieanalyserne, at de to scenarier fører til markant forskellige reduktioner i **pesticidforbruget**. Samtidig giver de relativt ens og rela-

tivt små ændringer i **arealanvendelse**, om end ændringerne er større i kvotescenariet, hvor arealet med vinterafgrøder stiger en smule. At ændringerne er så beskedne, skyldes til dels modelbegrænsninger og afgrødefordelingen vil sandsynligvis ændres noget mere i praksis (se bilag 6 for en gennemgang af modellens restriktioner). Ingen af scenarierne giver betydelige positive effekter på de seks faunaarter som indgår i ALMaSS' marklandskaber, om end effekterne varierer fra art til art.

Produktionseffekterne i landbruget er generelt større ved et kvotescenarie end ved et randzonescenarie. Ved indførelse af randzoner sker der en lille produktionsnedgang i næsten alle delproduktioner, men størst i oliefrø- og kornproduktion. For kvotescenariet påvirkes især de vegetabiliske produktioner negativt, mens produktionen af grovfoder og dermed kvægproduktionen vinder ved et sådant scenarie. Disse forhold afspejles således også i arealanvendelsen på landsplan, dvs. afgrødevalget hvor arealet med kornproduktion og oliefrø falder i begge scenarier, mens arealet med grovfoder og sukkerroer stiger. Scenarierne medfører således større ændringer i arealanvendelsen i den overordnede landbrugsmodel AAGE, der modellerer hele landbruget, end i driftsmodellerne der modellerer effekterne i de to studieområder.

For så vidt angår økonomiske effekter, indikerer analysen, at de omsættelige kvoter udgør et mere omkostningseffektivt virkemiddel end randzonerne, i forhold til en målsætning om at reducere behandlingsindeks. Således koster kvotescenariet i størrelsesordenen 265 kr. per ha til 376 kr. per ha årligt og medfører en gennemsnitlig reduktion i behandlingsindekset på 28 %, mens randzonescenariet varierer mere med en pris på 5433 kr. per ha. i Odense, der har stor andel af lerjord, og 108 kr. per ha i Bjerringbro men med reduktioner i behandlingsindekset på blot 3-4 %. I forhold til at reducere presset på vandressourcen af henholdsvis pesticider og kvælstof samt i forhold til beskyttelse af de arter af markfauna, der er inkluderet i modellerne, er der ikke nævneværdige forskelle på de to typer virkemidler og derfor heller ikke forskel på omkostningseffektiviteten målt på den type miljø- og natureffekter.

5.4 Diskussion af resultater

5.4.1 Effekter på landbrugspraksis

Begge scenarier giver anledning til forholdsvis små ændringer i afgrødevalget, selv om der altså sker en vis ændring mod flere vinterafgrøder i kvotescenariet, primært i Odense-området. Pesticidprisen ændres ikke nok ved indførelsen af en kvote til at forskubbe konkurrenceforholdet mellem afgrøderne, og slet ikke til at opnå en forskydning til fordel for vårbyg eller andre vårafgrøder på bekostning af vinterhvede og andre vinterafgrøder. En test af om den beskedne effekt på afgrødefordelingen kunne skyldes, at driftsmodellernes afgrødevalg styres for meget af de restriktioner der er pålagt modellerne, viste, at en strammere kvote, modelleret som en prisforhøjelse, ville påvirke afgrødefordelingen i højere grad end kvotescenariet med en 25 % reduktion af pesticidniveauet. Dette indikerer, at der skal en skarpere kvoteregulering – eller prisforhøjelse – til, hvis formålet er at ændre afgrødevalget.

Spørgsmålet er, om kvoter på pesticider er det mest hensigtsmæssige virkemiddel til at ændre afgrødevalg. Nærværende analyser viser, at hvis man vil opnå en effekt på fauna i marklandskabet, og man vil opnå denne forbedring gennem ændret afgrødevalg, så skal der anvendes instrumenter der styrer eller påvirker afgrødevalget direkte hen imod den ønskede fordeling, fx gennem at

styre det relative prisforhold mellem afgrøder, eller ved at stille direkte krav til afgrødefordelingen.

Pesticidreduktionen er væsentligt større i kvotescenariet end i randzonescenariet, hvilket er forventeligt, fordi der er tale om et virkemiddel der sigter på en generel reduktion af pesticidanvendelsen, og tilmed sætter niveauet relativt lavt, mens randzonescenariet udelukkende sigter mod at reducere pesticidforbruget i netop randzonen. Hvis det havde været muligt at placere randzonerne geografisk i bedriftsmodellerne, ville der givetvis være opnået større reduktioner i pesticidanvendelsen. Hermed ville omkostningerne ved randzonescenariet dog også blive højere, fordi randzonernes placering derved blev tvungen og ikke kunne placeres, hvor det koster mindst. Dermed ville en eventuel forbedret effekt på fauna ikke nødvendigvis resultere i en større omkostnings-effektivitet af scenariet. Det samme gælder, hvis bedrifterne havde været tvunget til at lægge randzonerne på arealer langs vandløb eller i skovbryn.

Endelig sker der i kvotescenariet en ændring fra anvendelse af pesticider til radrensning i vårraps, vinterraps og ganske lidt på sukkerroer i Odense. I Bjerringbro-modellen radrenses også i vårraps og vinterraps. Ifølge Landbrugs Videncenter er denne praksis tæt på at være økonomisk rentabel, og resultatet er derfor plausibelt.

5.4.2 Effekter på fauna i marken

Det følger naturligt af de små forskelle i landbrugspraksis, at scenarierne giver små effekter på udviklingen i de seks faunaarter. Således var effekten på antallet og udbredelse af de seks arter mindre end de forskelle, der findes ved at skifte mellem forskellige landskaber og sædskifterne i de to studieområder.

Den reducerede pesticidanvendelse fordeles ikke ligeligt på alle afgrøder, hvilket medfører, at ikke alle individer i faunamodelleringen nødvendigvis oplever reduceret eksponering. Nettoresultatet afhænger derfor af, om pesticidreduktionen sker i afgrøder, der i øvrigt udgør gode habitater, eller i afgrøder der alligevel ikke er velegnede levesteder for de målte arter. Eksempelvis viste analysen, at pesticidreduktionerne var relativt store i raps og vinterbyg, men da rapsafgrøder generelt er dårlige habitater for fauna, giver denne reduktion ikke nogen positiv effekt på de arter der indgår i indekset. Dertil kommer, at de potentielt positive effekter af reduceret pesticidforbrug og øget bio- og insektmasse ikke realiseres, hvis den afgrøde der dyrkes i marken er så tæt, at arterne ikke kan trænge ind i marken. Dette forhold påvirker især lærke, agerhøne og hare. Endelig opstår det paradoks, at sprøjtesporene, som er meget vigtige for lærkens yngel, typisk vokser til hvis der ikke køres i marken. Pesticidanvendelsen er således ikke den faktor, der har størst betydning for faunaens udvikling i markerne, målt ved de seks indikatorarter.

Generelt viser analyser, at afgrødens tæthed er afgørende for udviklingen af biologisk mangfoldighed, enten fordi tæthed reducerer ukrudtsdiversiteten og derved forenkler fødekæderne og reducerer antallet af mikrohabitater, eller fordi en tæt afgrøde udgør en fysisk barriere for visse arter, fx. haren, agerhønen og sanglærken (Topping, 2005). Samtidig er landskabsstrukturen af stor betydning; store marker reducerer habitatmulighederne for fauna. Mange arter har begrænsede levesteder, og derfor medfører homogene områder potentielt begrænsninger på ressourcerne både i tid og rum. Eksempelvis giver en stor mark med olieraps kun i en kort blomstringsperiode en stor forekomst af nektar; i den resterende tid er bierne henvist til at søge føde andre steder.

Lignende effekter er påvist i tidligere studier af sanglærken (Topping and Odderskær, 2004).

Brugen af agentbaseret modellering giver mulighed for at integrere alle disse komplekse faktorer i en enkelt, konkret scenarieanalyse. Begge de her analyse-rede scenarier resulterer i meget små effekter; kun for agerhønen og haren er der en betydelig effekt, haren påvirkes negativt i kvotescenariet og agerhønen positivt i randzonescenariet. I begge tilfælde er det sandsynligt, at det er den specifikke kombination af faktorer i sammenhæng med en allerede meget lav populationstæthed, der udløser responsen. I harens tilfælde kan reduktionen af bare et lille areal med vårafgrøder til fordel for yderligere vinterafgrøder være nok til at accelerere nedgangen i bestanden. For agerhønen forklares den positive effekt af den pludselige forbedring af fourageringsmuligheder og re-dehabitater. Spørgsmålet er, om disse effekter også ville forekomme i virkelige landskaber. For haren er det ikke urealistisk, da haren er særlig følsom over for reduktionen i vårafgrøder, da det menes at harens generelle nedgang i agrare landskaber kan forklares af mangel på fødegrundlag om sommeren (Olesen & Asferg, 2006). Det kan derfor forventes, at et skift fra vår- til vinterafgrøder i en situation med kritiske forhold, vil reducere harepopulationen yderligere.

Forbedringen af agerhønebestanden ved en sprøjtefri randzone forekommer også realistisk, om end effektens størrelse afhænger af, om der er adgang til afgrøder i randzonen. Modellen antager, at dette er muligt, men det er ikke nødvendigvis realistisk. Det kan være umuligt for agerhønen at trænge ind på intensivt dyrkede marker, og i så fald er det forbedrede fourageringsmuligheder værdiløse. Men analysen viser, at hvis der bliver adgang til marken eller hvis afgrøden bliver mindre tæt i randzonen, ville det have en positiv effekt på agerhønen. Hvor stor effekten ville blive, ville afhænge af tilgængeligheden af redesteder (fx fodposer langs hegn) og af, hvilke afgrøder der dyrkes samt af dyrkningsintensiteten. Men også for agerhønen skal effekten ses i lyset af, at denne art i udgangspunktet klarer sig dårligt i det moderne landbrugslandskab (ca. 5 % af tætheden i 1940'erne). I sådanne tilfælde kan en lille ændring i omstændighederne skabe en relativt stor effekt.

For de øvrige arter viser analyserne de forventede effekter i lyset af de relativt små ændringer i landbrugspraksis.

Andre analyser tyder på, at randzonescenariet ville få en større positiv effekt, hvis randzonen implementeres, så den både er sprøjtefri og gødningsfri. Derved bliver afgrøden i den dyrkede randzone mindre tæt, hvilket forbedrer betingelserne for flertallet af de faunaarter der er målt på (Topping 2005). Navntoft et al. (2009) har også fundet større positive effekter på den biologiske mangfoldighed end de her fundne ved forsøg med en 6 meter bred pesticid- og *gødningsfri* randzone, men undersøgelsen afviger markant fra nærværende studie, dels i randzonernes placering langs levende hegn, langs kornmarker frem for rundt om marker og ved kun at se på en enkelt afgrøde; dels ved at måle effekterne på både vilde planter, insekter og edderkopper. Forskellen i effekt mellem Navntoft et al. (2009) og nærværende studie kan derfor lige så vel skyldes forskelle i måden, hvorpå randzonen i øvrigt er implementeret, som det faktum at randzonen er gødningsfri.

For så vidt angår presset på vandressourcen viser analyserne, at randzonescenariet ikke vil have nogen signifikant effekt i forhold til beskyttelse af vandressourcen. Kvotescenariet reducerer alene pesticidbelastningen som følge af

den generelle nedsættelse af pesticidforbruget. Kvælstoftildelingen nedsættes godt nok isoleret set i randzonerne, men da den samlede tilladte kvælstoftildeling for hele arealet ikke påvirkes på bedrifterne, og da de danske afgrødekvælstofnormer er fastsat til ca. 10 % under det økonomiske optimale, reagerer bedrifterne i scenarierne ved at øge kvælstoftildelingen tilsvarende på de øvrige arealer, hvorved den samlede kvælstoftildeling og kvælstofudvaskning ikke påvirkes nævneværdigt. Der ser således ikke ud til at være noget betydeligt potentiale for sidegevinster i form af beskyttelse mod nitratudvaskning.

5.5 Diskussion af styrker, svagheder, begrænsninger, udfordringer i model sammenhængen

Styrken i modelkomplekset er først og fremmest forsøget på at inddrage hele spektret fra de overordnede samfundsøkonomiske konsekvenser til effekterne på udbredelsen af en specifik dyreart. Det har givet god indsigt i hvilke store og små effekter samt direkte og indirekte effekter, man kan forvente af et pesticidpolitisk indgreb. Der er således udviklet et værktøj, hvormed forskellige effekter af politikscenarier kan undersøges på integreret vis og vurderes.

Et generelt forbehold over for modelanalyser er, at modeller er baseret på antagelser og forudsætninger som forenkler virkeligheden, og derfor kan være behæftet med nogen usikkerhed. Usikkerheden på disse forudsætninger medfører, at resultaterne skal tolkes med forbehold, og at der derfor også må konkluderes forsigtigt. Bilagene til denne rapport beskriver de antagelser, der er bygget ind i hvert af modelkomplekserne. Eksempelvis er de anvendte modeller baseret på, at beslutningstageren har fuld viden, og at han optimerer sin produktion under hensyn til denne viden, fx antages, at landmændene har fuldt kendskab til, hvordan angreb af skadevoldere vil udvikle sig eller fuld viden om næst sæsons priser og på den baggrund kan fastlægge det økonomisk optimale pesticidniveau. Men da denne viden kun kan opnås ex-post, handler landmanden på sine forventninger til priser, udbytter, skadesangreb og vejrforhold, ligesom resultaterne også vil være følsomme overfor de konkrete arter, der indgår i analysen af effekter. Denne potentielle forskel mellem hvilke beslutninger man træffer under fuld viden versus under usikkerhed medfører, at resultaterne fra driftsmodellerne kan afvige fra analyser af faktisk adfærd. Scenarieanalysernes resultater skal derfor tolkes som udtryk for, hvordan bedrifterne ville reagere, hvis landmanden reagerer økonomisk optimerende og under fuld viden.

En mere konkret svaghed er, at driftsmodellernes afgrødevalg og de modelerede restriktioner er baseret på et enkelt dyrkningsår da dette var det tilgængelige datagrundlag.

Det er endvidere en svaghed, eller en udfordring om man vil, at det tager lang tid at køre et scenarie igennem alle modeller.

Begrænsningen i modelkomplekset kommer ligeledes tydeligt frem: Jo mere detaljerede og præcise resultater man ønsker om et enkelt område (og det kan være både i forhold til effekten på en dyrearts overlevelsesmuligheder og det kan være effekten på anvendelsen af fungicider i kartofler eller effekten på bruttonationalproduktet), desto mere får man øjnene op for manglende detaljeringsgrader på andre områder.

Den mest oplagte begrænsning ved modelsystemet er, at de udviklede driftsmodeller ikke er rumlige, dvs. i modsætning til de økologiske modeller ikke er GIS-baserede. Dette har medført, at randzonerne ikke kunne stedfæ-

stes, men i stedet er placeret i afgrøder hvor det ville være økonomisk mest fordelagtigt. Det afviger fra scenariets rationale og betyder, at ændringerne i landbrugspraksis sandsynligvis er underestimeret, hvilket også formodes at påvirke analyserne af faunaeffekter. Endvidere er det en begrænsning for anvendelsen af bedriftsmodellerne til analyse af omsættelige kvoter, at modellen ikke giver mulighed for at handle mellem bedrifterne. Dette problem er i studiet blevet løst ved at koble til output fra AAGE-modellen, som har modelleret kvoten som priser på pesticider. Begge begrænsninger kan dog løses ved udvikling af bedriftsmodellen.

For så vidt angår ALMaSS-modellen skal det fremhæves, at resultaterne er begrænset til de seks arter, der er inkluderet her. Scenarieanalyserne ville muligvis have givet andre resultater, hvis modellen havde omfattet andre arter. Fx har sommerfugle og humlebier vist sig at respondere positivt på pesticid- og gødningsfri dyrkning i randzoner langs levende hegn op til kornmarker (Navntoft et al., 2009). Men hensigten i vores analyse har været, at måle effekter af de to scenarier på et sæt indikatorarter der repræsenterer en mere generel, eller gennemsnitlig, følsomhed end fx humlebien. De seks faunaarter, der er medtaget i nærværende studie, kan derfor betragtes som generelle indikatorer på, hvordan faunaen reagerer på de ændringer i landbrugspraksis der følger af hvert af de to scenarier. De seks arter er mere følsomme over for sådanne ændringer end nogle arter og mindre følsomme end andre arter. Dertil kommer at det muliggør en vidensopbygning, at anvende de samme arter der har indgået i tidligere analyser med ALMaSS til belysning af nye politikscenarier. Når dette er sagt, vil modellens anvendelighed alt andet lige kunne styrkes ved at den udbygges med flere arter.

Det skal derfor også påpeges, at resultaterne i de konkrete analyser, når de modelleres så detaljeret som her, bliver meget afhængige af, hvordan scenarierne konkret formuleres og hvilke parametre analyserne måler på. Det antages således at have forskellige effekter på den biologiske mangfoldighed, hvor randzonen placeres, men for begge scenarier altså også hvilke arter effekterne måles på. Det kan ikke udelukkes, at randzonescenariet kunne have positive effekter i tilstødende biotoper, som skovbryn eller hegn, især som følge af reduceret afdrift. Men formålet her har været at undersøge effekterne af reduceret pesticidanvendelse med fokus på marklandskabet. Det skal understreges, at modellens resultater gælder hele landskabet i og omkring marken; men der måles på faunaarter, der primært lever i markerne.

For modelkomplekset som helhed er det en udfordring, at de forskellige modeller, der indgår i systemet bygger på forskellige filosofier. De økonomiske modeller er generelle ligevægtsmodeller, hvilket indebærer, at modellen opstiller faste rammer inden for hvilken, landmændene kan agere, dvs. en top-down tilgang. Dertil kommer en antagelse om, at systemet altid vender tilbage til en ligevægtstilstand. ALMaSS derimod er opbygget som agentbaseret modellering, hvor systemets adfærd modelleres fra bunden, dvs. adfærdsmønstre udvikler sig og der er derfor ikke nogen antagelse om, at systemet kommer i ligevægt. Alt andet lige indebærer sådanne forskelle i tilgange, at sammenkædningen af modellerne ikke kan foregå helt problemfrit.

6 Konklusion

Projektet *EU's landbrugsordninger og pesticidpolitikken* har undersøgt mulighederne for at understøtte målene i den danske pesticidpolitik gennem brug af EU's landbrugsordninger. Målene som formuleret i Pesticidhandlingsplan 2004-2009 danner rammen for projektet. Disse omfatter et generelt mål om at reducere behandlingshyppigheden samt effektmål om fremme af flora og fauna, beskyttelse af bestemte arealer (fx vandindvindingsarealer) og overholdelse af godkendelsesvilkår.

Undersøgelsen har benyttet en scenariemetode, hvor der er udvalgt to pesticidpolitiske virkemidler; et der i særlig grad er målrettet mod at reducere behandlingshyppigheden og et arealbaseret virkemiddel med fokus på forbedring af faunaeffekter. For hvert af disse scenarier har projektet undersøgt effekterne på hhv. landbrugspraksis, fauna, vandressourcer samt bedrifts- og samfundsøkonomiske omkostninger.

Det har derfor været et selvstændigt formål at bidrage til at udvikle et modelkompleks til kvantitative integrerede konsekvensvurderinger af konkrete politikscenarier samt at teste og anvende dette i konkrete analyser.

De to politikscenarier, der er anvendt på to udvalgte studieområder nær Bjergringbro og i Odense Ås opland, omfatter a) en obligatorisk 6 meter bred randzone, der er lagt i markkanten om hver mark i de to områder; denne randzone afviger således fra den type randzoner der både tidligere og med aftalen om Grøn Vækst, er søgt implementeret langs vandløb og søer, og b) en pesticidkvote der svarer til at reducere pesticidforbruget på landsplan med 25 % af 2003-forbruget, eller ned på et samlet behandlingsindeks på 1,7.

Scenarierne er udvalgt på baggrund dels af en meta-evaluering af tidligere gennemførte pesticidpolitiske virkemidlers effekt, dels analyser af hvilke virkemidler det på hhv. kort og langt sigt vil være muligt og hensigtsmæssigt at gennemføre inden for udviklingen i EU's landbrugsordninger.

6.1 Politikanalyser

Virkemiddelanalysen havde som nævnt til formål, på baggrund af tidligere evalueringer samt teoretisk litteratur om virkemidlers effekter, at afdække hvilke pesticidpolitiske virkemidler der vil være mest effektive med henblik på at indfri målene i pesticidhandlingsplanen. Virkemiddelanalysen konkluderer:

- Økonomiske virkemidler som en omsættelig pesticidkvote eller en pesticidafgift vil sandsynligvis være mest hensigtsmæssige med henblik på en generel reduktion af pesticidanvendelsen; konklusionen bygger på, at disse midler vurderes at være mest omkostningseffektive, dvs. disse økonomiske midler koster mindst per reduceret enhed af pesticider. Det forudsætter dog, at afgifter og kvoter faktisk har en effekt på pesticidforbruget, og her viser litteraturstudiet, at afgiften vil skulle være væsentligt højere end de hidtidige afgifter (bilag 1, s.15, Christensen et al., 2007; se også Ørum et al., 2003). For så vidt angår kvoten er det ikke beregnet, hvor store administrative omkostninger, der er forbundet med forvaltningen af

- I forhold til reduktion af geografisk bestemte natur- og miljøeffekter anbefales arealbaserede virkemidler, men det vurderes, at disse skal gøres mere attraktive, fx i form af højere tilskudssatser eller skal gøres obligatoriske for at få den fornødne udbredelse.

Analyserne af EU's landbrugsordninger har vurderet muligheder og barrierer for at udnytte eksisterende landbrugsordninger til at gennemføre ovennævnte virkemidler (analyse af det korte sigt) samt hvordan udviklingen af landbrugspolitikken på længere sigt (efter 2013) vil påvirke muligheden for at støtte pesticidreducerende virkemidler.

- Analysen konkluderer, at EU's landbrugsordninger på kort sigt rummer flere muligheder end barrierer for at understøtte målene i den danske pesticidpolitik. Først og fremmest fremhæves, at landdistriktsordningen giver gode muligheder for at yde tilskud til miljøvenligt landbrug, herunder pesticidfri dyrkning.
- EU's loft for støttesatser vedr. transaktionsomkostninger kan dog udgøre en barriere for et slagkraftigt virkemiddel på dette område. For så vidt angår økonomiske virkemidler, kan EU's frihandelsbestemmelser udgøre en potentiel barriere for fx en forhøjelse af pesticidafgiften eller oprettelsen af en pesticidkvotebørs.
- På mellemlangt og langt sigt forudser analysen, der bygger på interviews med danske og EU embedsmænd samt repræsentanter for landbrugsorganisationer, en næsten komplet afkobling mellem landbrugsstøtte og produktion og dermed øget markedsorientering. De interviewede forventer derfor, at markedets efterspørgsel i højere grad får indflydelse på landbrugsproduktionen, og at dansk landbrug bedst vil kunne klare sig i konkurrencen på markeder, der efterspørger kvalitet. Det fremhæves derfor som afgørende, at landbrugsordningerne bruges til at fremme produktion af kvalitetsvarer, hvor miljøparametre indgår i kvalitetsbegrebet.
- Såfremt den øgede markedsorientering tilskynder til intensiv produktion, forøges behovet for at implementere virkemidler, der tilskynder til pesticid-ekstensiv produktion, fx tilskud. Sådanne tilskud skal være tilstrækkelig store til at give en reel tilskyndelse til deltagelse.
- Herudover vil økonomiske virkemidler som (øgede) afgifter eller kvoter kunne få en øget effekt ved mere markedsorientering og dermed øget behov for at føre miljøpolitik uafhængigt af landbrugspolitik.

Politikanalyserne peger således på, at det både ud fra en politisk og miljømæssig vinkel er relevant at gennemføre arealbaserede virkemidler, og at EU's landbrugsordninger giver god mulighed herfor både på kort og på langt sigt, om end der kunne være perspektiver i at søge at øge tilskudsloftet. Ligeledes peges på økonomiske virkemidler som relevante til regulering af det generelle pesticidforbrug; relevansen af dette virkemiddel forøges ved en øget markedsorientering af landbrugsordningerne, men skal formuleres så det ikke kolliderer med EU's frihandelsbestemmelser.

Med udgangspunkt i disse analyser er der som nævnt udvalgt to politikscenarier: en 6 meter bred randzone i kanten af alle marker og en pesticidkvote. Det følgende konkluderer på effekterne af hvert disse scenarier på pesticidforbruget, på seks faunaarter, der lever i lever primært i og omkring markerne, på vandressourcen samt økonomien.

6.1.1 Effekter på pesticidforbruget generelt

Begge scenarier forventes at påvirke landbrugets økonomi. I randzonescenariet fordi udbyttet i randzonerne reduceres, når der ikke må sprøjtes med pesticider og i kvotescenariet fordi der sker en udbyttereduktion og fordi bedrifterne får udgifter til køb af pesticidkvote. Disse omkostninger ændrer på driftsøkonomiske kalkuler af, hvad der er økonomisk optimalt, og det forventes at påvirke landbrugspraksis på tre måder: for det første ved en reduktion i pesticidforbruget direkte, for det andet ved en omlægning til afgrøder der kan dyrkes med færre pesticider (hvor det er mindst omkostningsfyldt at reducere), og for det tredje ved skift til mekanisk ukrudtsbekæmpelse.

Analyserne konkluderer:

Scenarie med 6 meter bred randzone i markkanten giver anledning til små ændringer i landbrugspraksis.

- Reduktionen **i pesticidanvendelsen** er beskedne, hhv. 3 % og 4 % i Odense og Bjerringbro, som følge af at markkanterne dyrkes uden pesticider. Dette skyldes, at der i modelberegningerne anlægges randzoner hvor der kan dyrkes afgrøder med et meget lavt pesticidbehov, dvs. der hvor det økonomiske tab herved er lavest muligt.
- Det relativt lille reduktion af pesticidforbruget skyldes endvidere, at scenariet medfører meget beskedne ændringer i **afgrødevalget, dvs. arealanvendelsen**. Det skyldes, at scenariet ikke påvirker de relative priser mellem forskellige afgrøder, fx pesticidkrævende og mindre pesticidkrævende afgrøder, nok til, at det giver incitament til at skifte afgrøder.
- Der sker heller ikke nogen nævneværdig ændring i anvendelsen af mekaniske bekæmpelsesmidler.

Kvotescenariet giver større ændringer i landbrugspraksis.

- Pesticidanvendelsen reduceres markant, gennemsnitligt 28 % i de to studieområder; til sammenligning forudsætter kvotescenariet en samlet reduktion af pesticider på 25 % i hele landet. Det dækker over forskellige reduktionsniveauer i de to områder, hhv. 22 % reduktion i Odense og 34 % reduktion i Bjerringbro. Forskellen skyldes, at der er mere lerjord i Odense-området, og det er relativt dyrere at reducere pesticidanvendelsen på disse jorde. En omsættelig kvote bliver netop omkostningseffektiv, fordi de største reduktioner gennemføres der, hvor det koster mindst at reducere pesticidforbruget.
- Også her er ændringerne i valg af afgrøder forholdsvis beskedne, men der sker dog et fald i arealet med vårbyg til fordel for en stigning i arealet med vinterafgrøder. Fx stiger arealet med vinterhvede med nogle få procent i Odense-området, mens det falder en smule i Bjerringbro, hvor der dog sker et skift mod andre vinterafgrøder. Det skyldes, at udbyttetabet på vinterhvede som følge af pesticidreduktion er relativt stort, og det vil derfor ikke være økonomisk optimerende at reducere pesticidforbruget på andre afgrøder og bevare arealet med vinterhvede.
- Kvoten forårsager en stigning i mekanisk ukrudtsbekæmpelse, både hvad angår strigling (82 % stigning i Bjerringbro og 63 % i Odense) samt radrensning.

6.1.2 Effekter på natur

Ændringer i landbrugspraksis forventes at give anledning til ændringer i den biologiske mangfoldighed i marklandskabet. Dette er konkret målt ved at modellere udviklingen i seks arter, for så vidt angår deres udbredelse i landskabet samt udviklingen i antal. De seks arter, der sammenfattes i et faunaindeks, er: edderkop, bille, sanglærke, agerhøne, hare og markmus. De seks arter lever primært i marken, men effekterne er målt for hele landskabet.

Analyserne konkluderer:

- Scenarie med 6 meter bred randzone i markkanten: effekterne er generelt meget små. Dog viser analysen en stor positiv respons for agerhønen, samt en lille effekt for sanglærken. Men generelt konkluderes, at randzoner omkring marker, som de her implementeres og måles, ikke giver en stor effekt.
- Kvotescenariet: også her er effekterne meget små. Men det er bemærkelsesværdigt, at kvotescenariet giver en negativ effekt på udviklingen af agerhøne samt i mindre grad for harer, der i forvejen er truet, og sanglærker.

Der er følgende forklaringer på de generelt små effekter:

- Scenarieeffekterne på arealanvendelsen og afgrødevalg var minimale.
- Pesticider har vist sig ikke at være den afgørende faktor i forhold til udviklingen i antal og udbredelse af de arter, der indgår i analysen.
- Afgrødens tæthed og landskabets struktur, herunder markernes størrelse, har således større betydning for fødegrundlag og habitatmulighederne for de seks faunaarter, og afgrødens højde og biomasse ændredes ikke væsentligt som følge af reduceret pesticidanvendelse.
- Nogle af disse faktorer virker modsatrettet, fx kan reduceret pesticidanvendelse godt øge insektbiomassen til gavn for fuglene, men sker der samtidig en reduktion i åbne kørespor, bliver der mindre adgang for insekter. Derved kan påvirkningen af pesticidreduktion på fuglearternes gå i modsat retning af det forventede.

Samlet konkluderes derfor, at ingen af de to scenarier som her implementeret og målt ved de seks faunaarter medfører nogen stor positiv effekt på udviklingen af de seks arter. Fokus bør være på dyrkningspraksis i hele marken, herunder afgrødens tæthed og markens størrelse, og ikke udelukkende på pesticidanvendelse.

6.1.3 Effekter på vandressourcen

Endelig er det undersøgt, om de to scenarier påvirker pesticidbelastningen på vandressourcen, og om der er en afledt effekt på kvælstofudvaskningen. Der er ikke nogen direkte sammenhæng mellem behandlingsindeks og tab af pesticider til vandressourcen, men det danske pesticidvarslingsprogram har vist risiko for udvaskning af en række pesticider og/eller deres nedbrydningsprodukter, når disse pesticider tildes i maksimalt tilladte doseringer (Rosenbom et al., 2010; tabel 17 og 19). For så vidt angår nitratudvaskningen, er spørgsmålet, om de øgede omkostninger til pesticider i de to scenarier også påvirker det økonomisk optimale kvælstofforbrug.

Konklusionen er:

- Et scenarie med en 6 meter bred randzone i markkanten reducerer ikke det samlede pesticidforbrug nævneværdigt, ligesom kvælstofudvaskningen heller ikke påvirkes signifikant.
- Kvotescenariet reducerer pesticidbelastningen med omkring 22 % i det fynske område og 34 % i Bjerringbro-området. Men der er ikke nogen sidegevinst i form af beskyttelse mod kvælstofudvaskning.

Alt i alt kan det konkluderes, at kun scenariet med omsættelige pesticidkvoter kan have en signifikant effekt på pesticidbeskyttelsen af vandressourcerne i de to områder, i det omfang pesticidudvaskning udgør en risiko for drikkevandsressourcen.

6.1.4 Bedrifts- og samfundsøkonomiske effekter

Endelig er det som en del af undersøgelsen opgjort, hvor meget scenarierne koster i forhold til reduktionen i pesticidbelastningen, dvs. virkemidlernes omkostningseffektivitet. Endvidere er de samlede samfundsøkonomiske omkostninger opgjort.

Analysen konkluderer:

- Scenariet med en 6 meter bred randzone i markkanterne er relativt dyrt i Odense-oplandet, hvor det vil koste 5433 kr. per ha at implementere dette scenarie, mens det i Bjerringbro-området kun vil koste 108 kr. per ha. Forskellen skyldes forskellige afgrødesammensætninger og udbytte, som opstår pga. forskelle i jordtyper. Det indebærer forskelle i tabt udbytte. Modelberegningerne viser generelt, at det er forbundet med lavere omkostninger at reducere pesticidanvendelsen i Bjerringbro end i Odense-området, men forbehold skal tages i forhold til de store forskelle mellem områderne, da resultaterne som nævnt bl.a. er baseret på, at randzonerne anlægges der hvor det koster mindst at ophøre med pesticider. I case-området i Bjerringbro har det været muligt at ophøre med pesticider på arealer hvor dette har medført lave omkostninger i form af tabt dækningsbidrag. Et randzonescenarie hvor landmanden ikke kan vælge at lægge zonen i en afgrøde, hvor der er lavt pesticidbehov, vil som nævnt være mere omkostningskrævende.
- Omkostningerne ved at anlægge randzoner ville være højere, hvis der indlægges krav om bestemte placeringer, sådan som scenariet egentlig er tænkt. Men det har ikke kunnet lade sig gøre at placere randzonerne fysisk i bedriftsmodellerne, der ikke har en GIS-komponent. Derfor er randzonerne placeret i de afgrøder hvor det ville være billigst, hvilket altså medfører at omkostningerne er undervurderet.
- Kvotescenariet medfører en mere ligelig omkostning per ha i de to områder, og er beregnet til 376 kr. hhv. 265 kr. per ha årligt i Odense og Bjerringbro.
- Samfundsøkonomisk er det beregnet, at begge scenarier ville reducere BNP med ca. 0,3 promille; nedgangen er lidt mindre i kvotescenariet end i randzonescenariet, fordi en nedgang i landbrugsproduktionen ville kompenseres via positive effekter i andre erhverv, når faldende efterspørgsel efter arbejdskraft og kapital i landbrugserhvervet og dermed omkostninger til disse faktorer falder.

6.1.5 Samlet konklusion på scenarieanalyserne

Samlet set konkluderer analysen, at randzonevirkemidlet ikke synes effektivt i forhold til de indikatorer der er målt på, og at det er dyrt målt i pris per hektar. Kvoten vurderes at være et mere omkostningseffektivt virkemiddel end randzonerne i forhold til et mål om at reducere det generelle pesticidforbrug. Men kvotescenariet giver dog ikke nogen positiv effekt på faunaarter, og kan derfor heller ikke anbefales som virkemiddel i forhold til at fremme målet om at forbedre forholdene for fauna, målt ved disse arter, i marklandskabet. Dette kan forklares med, at det faktisk ikke er pesticidforbruget der har størst betydning for faunaarterne i det dyrkede landskab, idet afgrødevalg, afgrødetæthed og landskabsstruktur har en større betydning, i hvert fald for de arter der er modelleret med ALMASS

Dertil kommer, at de anvendte modeller i visse henseender medfører begrænsninger i forhold til en fuldt realistisk modellering af virkeligheden.

6.1.6 Styrker og svagheder ved modelkomplekset

Det har været et særligt formål med analysen at udvikle, teste og anvende et modelkompleks til integreret analyse af økonomiske og økologiske effekter af pesticidpolitiske virkemiddelscenarier.

Det kan konkluderes, at projektets formål med at udvikle og koble et modelkompleks der kan undersøge komplekse sammenhænge mellem politiske virkemidler, landbrugspraksis og natureffekter har vist lovende resultater.

Styrkerne ved at koble modellerne er, at der er udviklet et værktøj, hvormed effekterne af politikscenarier kan vurderes for landbrugsproduktionen i forhold til omkostningseffektiviteten på tværs af virkemidler, samfundsøkonomien, natureffekterne og drikkevandsressourcen. De udførte scenarieanalyser kan i denne sammenhæng anses som eksempler, der viser værktøjets potentiale til analyser af et bredt spekter af politikændringer og tiltag.

Men analysen har også vist nogle udfordringer i modellerne, som de nu foreligger, og i koblingen af dem:

- Bedriftsmodellerne rummer ikke en GIS-komponent, og derved har randzonerne ikke kunnet placeres fysisk i markkanten; derved er dette scenarie ikke modelleret helt realistisk. Dette er det muligt at råde bod på i senere versioner af modellen.
- Endvidere var der en begrænsning for anvendelsen af bedriftsmodellerne til analyse af omsættelige kvoter, at der ikke var en mulighed for at handle mellem bedrifterne i modellen. Dette problem blev løst ved koblingen til AAGE, men kan ligeledes udvikles internt i bedriftsmodelleringen.
- For så vidt angår ALMaSS-modellen vil den kunne styrkes ved at inkludere flere arter end det her har været muligt.
- For modelkomplekset som helhed kan det give problemer, at de forskellige modeller, der indgår i systemet, bygger på forskellige filosofier. De økonomiske modeller er generelle ligevægtsmodeller, hvilket indebærer, at modellen opstiller faste rammer inden for hvilken landmændene kan agere, dvs. en top-down tilgang. Dertil kommer en antagelse om, at systemet altid vender tilbage i en ligevægtstilstand. ALMaSS derimod er opbygget som agentbaseret modellering, hvor systemets adfærd modelleres fra bunden, dvs. adfærdsmønstre udvikler sig, og der er derfor ikke

Men det faktum, at det er lykkedes at skabe et funktionsdueligt system på tværs af flere discipliner er dog værdifuldt. Alt i alt vurderes modelkonceptet at give nogle resultater, som kan perspektivere de potentielle effekter af politiktiltag og hermed give input til design af virkemidler og valg mellem forskellige reguleringsmetoder, med henblik på at opnå omkostningseffektiv implementering af pesticidpolitikens målsætninger.

7 Perspektivering

Dette projekt har undersøgt effekterne af to konkrete pesticidpolitiske virkemidler. Den sprøjtefri randzone i markkanten er valgt for at belyse effekten af et konkret arealbaseret virkemiddel, der skulle kunne beskytte den biologiske mangfoldighed i marklandskabet. Den omsættelige pesticidkvote er valgt for at belyse effekten af et virkemiddel, der sigter på en generel nedsættelse af pesticidforbruget. Som noget nyt, har projektet koblet effekter i hele kæden fra implementering af virkemiddel til påvirkning af landbrugspraksis og effekter på natur målt ved seks faunaarter og miljø, i form af potentiel belastning af vandmiljø. Det sidste har dog ikke været en central del af projektet og er derfor belyst mere overfladisk.

Dette kapitel opridser perspektiverne af projektets resultater for henholdsvis valg af virkemidler i pesticidpolitikken samt for videre forskning.

7.1 Perspektiver for valg af virkemidler

Kvotescenariet blev valgt for at undersøge et virkemiddel, der sigter på en generel nedsættelse af pesticidforbruget. En af styrkerne ved en kvoteregulering er netop, at man kan være sikker på at indfri en sådan målsætning, da kvoten fastlægges ved et givent pesticidniveau. Det er således ikke overraskende, at analysen viser en samlet reduktion i pesticidniveauet der ligger tæt på kvoteniveauet. Samlet set for de to case-studieområder opnås endog en reduktion i pesticidanvendelsen, der er lidt større end målet på 25 %, idet den gennemsnitlige reduktion for de to områder er på 28 %. Det dækker dog over stor forskel i reduktionsniveauet mellem de to områder, idet Odense området kun reducerer med ca. 22 % mod en reduktion på hele 34 % i Bjerringbroområdet. Disse forskelle forklares af de dominerede driftsformer og jordtyper i hvert af de to områder og er økonomisk betingede. Den største reduktion sker der, hvor det er billigst at reducere pesticidanvendelsen. En sådan implementering af en kvote tager derfor ikke højde for, om differentiering i pesticidniveauet er hensigtsmæssig i forhold til natur- og miljøeffekter. En omsættelig kvote fordrer således accept af, at effekter på natur og miljø vil variere mellem forskellige geografiske lokaliteter med udgangspunkt i økonomiske forhold og derfor ikke bunder i en vurdering af natur- og miljøkvalitet.

For så vidt angår faunaeffekter på dyrkede arealer viser analysen, at kvotescenariet ikke generelt bidrager til signifikant forbedring, men tværtimod forværrer betingelserne for arter som agerhøne og hare. Virkemidlet kan således ikke anbefales med henblik på at opnå en forbedring af forholdene for de seks faunaarter, der indgår i analysen her. Disse arter betragtes som generelt gode indikatorer for fauna-tilstanden i marklandskaber, men repræsenterer ikke nødvendigvis meget pesticidfølsomme arter. Dette udelukke ikke, at der kunne være positive effekter i tilstødende biotoper, især som følge af reduceret afdrift. Disse effekter kan også være betydelige, men har ikke været i fokus i nærværende undersøgelse.

Derimod kan pesticidkvoten godt bidrage til at beskytte vandressourcer i de to områder, i det omfang reduceret pesticidniveau har betydning for udvaskning til grundvand og for forekomsten af pesticidrester i drikkevand. Der er

ikke en direkte sammenhæng mellem behandlingsindeks og tab af pesticider til vandressourcen, men det danske pesticidvarslingsprogram har vist risiko for udvaskning af en række pesticider og/eller deres nedbrydningsprodukter, når disse pesticider tildeles i maksimalt tilladte doseringer (Rosenbom et al., 2010; tabel 17 og 19).

Scenariet med de 6 meter brede pesticidfri randzoner i markkanterne sigter mere direkte på at forbedre betingelserne for biologisk mangfoldighed i marklandskabet. Analyserne viser, at randzonen, når den som her lægges i markkanten, ikke giver nogen betydelig effekt på udviklingen i faunaindekset i de to studieområder. Igen kan det tænkes, at der ville være positive effekter i tilstødende biotoper som følge af reduceret afdrift, og at disse ville være betydelige, men det ikke undersøgt her.

Generelt giver analyserne således ikke grundlag for at anbefale de to virkemidler som midler til at forbedre den biologiske mangfoldighed på dyrkede arealer. Først og fremmest giver scenarierne ikke anledning til store ændringer i afgrødefordelingerne på bedrifterne, fordi scenarierne ikke ændrer tilstrækkeligt på prisforholdet mellem forskellige afgrøder; dernæst er pesticider ikke den væsentligste begrænsende faktor for en positiv udvikling af fauna i marklandskabet, idet afgrødetæthed og landskabsstruktur sammen med pesticider indgår i et komplekst system af påvirkninger.

Generelt kan der derfor med nærværende undersøgelse stilles spørgsmålstejn ved, om det er hensigtsmæssigt at tage udgangspunkt i regulering af pesticidanvendelsen, hvis målet er at opnå bedre natur. Det ville være mere frugtbart at begynde analysen med at diskutere, hvilken type natur man stiler mod og først dernæst diskutere, hvilke virkemidler der kan frembringe den ønskede naturkvalitet.

Kompleksiteten i de forhold der bestemmer udviklingen i den biologiske mangfoldighed, er så stor, at det kræver en kombination af 1) økologisk forståelse af de arter eller systemer indsatsen skal rettes mod, hvilket forudsætter at det er muligt at identificere og blive enige om mål, 2) landbrugsfaglige metoder, der kan påvirke de pågældende arter og systemer positivt, 3) integrationen af disse metoder og en landbrugspraksis, der sikrer landmanden et økonomisk stabilt grundlag og 4) fleksibilitet i implementeringen med hensyn til forskellige landskabsstrukturer og landbrugssystemer. Der er ikke en løsning til alle.

Konklusionerne her gælder alene for målene om at forbedre den biologiske mangfoldighed i marklandskabet og reduktion i det generelle pesticidniveau. Pesticidpolitikken retter sig mod andre mål end naturkvalitet, herunder drikkevandskvalitet og sundhedsrester i fødevarer. Analyser med disse mål for øje ville sandsynligvis munde ud i andre konklusioner om virkemidlernes egnethed.

Ligeledes gælder konklusionerne for scenarierne, som de her er implementeret. Det er således muligt, at fx randzoner langs vandløb eller langs markhegn ville medføre andre effekter, ligesom det er muligt at analyserne ville give andre resultater, hvis der måltes på andre arter - det være sig vilde plantearter eller andre faunaarter.

7.2 Perspektiver for fremtidig forskning

Projektet peger endvidere på nye forskningsspørgsmål.

For det første vil det være frugtbart at undersøge virkemidler med udgangspunkt i spørgsmålet om, hvilken type landskab og biodiversitet der ønskes. Analysen kunne med andre ord vendes på hovedet. Med det udgangspunkt ville undersøgelsen skulle belyse, hvordan landbrugspraksis skulle indrettes for at opnå et sådant landskab, hvilke økonomiske og samfundsøkonomiske konsekvenser opfyldelsen af dette mål ville have samt hvilke foranstaltninger der skulle sættes i værk for at sådanne ændringer ville indtræffe. Modellerne kan bruges til at analysere hvor store tilskud skal være for at påvirke landbrugspraksis, men andre tilgange, fx valgekspirimenten som anvendt i Pedersen et al. (2010) kan vise sig lige så nyttige i denne sammenhæng, da de baserer sig på landmændenes valg og ikke udelukkende på en formodet profitmaksimering.

De samfundsøkonomiske analyser af målsætningerne kunne med fordel suppleres med værdisætningsanalyser, der afdækker befolkningens oplevede nytte af gevinster forbundet med, at disse mål opfyldes. Sådanne undersøgelser kan bidrage med information om værdien af goder, der ikke ellers handles og derfor ikke prissættes. Det vil give et mere dækkende billede af hvilke gevinster samfundet opnår som følge af, at de u hensigtsmæssige effekter af pesticid anvendelsen reduceres. Men udgangspunktet er altså, at der er behov for en målrettet kobling af mål og virkemidler frem for en generel tilgang til valg af virkemidler.

Ligeledes er der behov for at undersøge, hvad der ville ske, hvis der gennemførtes et lovkrav om, at der ikke måtte bruges pesticider i et drikkevandsområde. Det geografisk baserede modelkompleks, der er udviklet her, kunne analysere hvilke konkrete bedrifter et sådant forbud ville omfatte, hvilke konsekvenser kravet ville have for markdriften på disse samt beregne de driftsøkonomiske og samfundsøkonomiske konsekvenser.

Endvidere kunne modelkomplekset udvides med flere arter. Det kunne være med mere følsomme arter som humlebien eller sommerfugle (Navntoft et al. 2009). ALMaSS-modellen kunne med fordel udvides til også at omfatte faunaarter der lever i biotoper der støder op til dyrkede arealer, fx hegn eller skovbryn. Fem af de seks arter, der indgår i nærværende analyse, lever primært i marken.

Generelt har modelkomplekset vist sig at være værdifuldt til analyse af komplekse forhold. Undersøgelsen peger derfor også på perspektiverne i at videreudvikle modeller og modelkomplekser, der kan håndtere mange forskellige faktorer, ikke mindst integrationen af landbrugsmæssige, økonomiske, sociale og biologiske forhold.

I dette projekt har vi demonstreret systemets kompleksitet, men vi har ikke inden for projektets rammer kunnet udvikle værktøjer til at arbejde med komplekse systemer. ALMaSS-modellen er agentbaseret og således en tilgang til modellering af komplekse økologiske systemer; der findes ligeledes værktøjer til agentbaseret modellering af økonomiske markeder (North et al., 2009). De økologiske systemer domineres af ikke-lineære feedbackmekanismer, og disse er dårligt forenelige med mere reduktionistiske modeller. Idet det ikke er muligt at adskille effekten af et system fra effekten af et andet system, bør vi stille mod en fuld integration af agronomisk, økonomisk og økologisk/miljømæssig modellering. Det ville frigøre sådanne analyser fra de begrænsninger, der ligger i reduktionistiske og opdelte modeller og dermed give mulighed for at ud-

vikle bedre integrerede modeller, og dermed bedre evne til at forudsige konsekvenser.

8 Referencer

Adams, P.D. (2000). "A dynamic applied general equilibrium model of the Danish economy based on the AAGE and MONASH models". Report 115, Danish Institute of Agricultural and Fisheries Economics

Christensen, T., Pedersen, A.B. & Nielsen, H.Ø. (2007). "Effektivitet af virkemidler i pesticidpolitikken". Bilagsrapport til Miljøstyrelsen i projektet ***EU's landbrugsordninger og pesticidpolitikken***.

Dalgaard, T., Børgesen, C.D. & Vinther, F.P. (2010). "Analyse af konsekvenser for drikkevandsinteresserne - baseret på modelberegninger af pesticidforbrug og kvælstofudvaskning fra landbruget". Bilagsrapport til Miljøstyrelsen i projektet "EU's landbrugsordninger og pesticidpolitikken". Det Jordbrugsvidenskabelige Fakultet, Aarhus Universitet, marts 2010.

Dalgaard, T., Rygnestad, H., Jensen, J.D. & Larsen, P.E. (2002). "Methods to map and simulate agricultural activity at the landscape scale". Danish Journal of Geography 3:29-39.

Frandsen, S.E, Hansen, J.V. & Trier, P. (1994). "A General Equilibrium Model for Denmark with Two Applications", ***Economic and Financial Modelling***, sommer 1994, p. 105-138.

DØRS (2004). ***Dansk Økonomi efterår 2004*** "Kapitel 3: Vand og Natur". Det Økonomiske Råd. <http://www.dors.dk/rapp/index.htm>.

Fonnesbech-Wulff, Berit Hasler og Helle Ørsted Nielsen (2010). "Økonomisk modellering af landbrugets tilpasning til pesticidregulering. Baseret på beregninger med bedriftsmodeller i to case-områder". Bilagsrapport til Miljøstyrelsen i projektet EU's landbrugsordninger og pesticidpolitikken.

Hasler, B. (1998). "Analysis of environmental policy measures aimed at reducing nitrogen leaching at the farm level". Environmental Pollution 102, SI (1998)

Jacobsen, L.B. (2010). "Samfundsøkonomiske konsekvenser af en reduceret pesticidindsats i dansk landbrug". Bilagsrapport til Miljøstyrelsen i projektet ***EU's landbrugsordninger og pesticidpolitikken***.

Jacobsen, L.B. (1996). En landbrugsspecifik input-output tabel for Danmark. Rapport nr. 91. Statens Jordbrugs og Fiskeriøkonomiske Institut.

Jacobsen, L.B. (2002). "Økologi i dansk økonomi og Konstruktion af en økologispecifik input-output table." Working Paper no. 16/2002. Available from the Danish Research Institute of Food Economics.

Jepsen, J.U., Topping, C.J., Odderskær, P. & Andersen, P.N. (2005). "Evaluating consequences of land-use strategies on wildlife populations using multiple species predictive scenarios". Agriculture Ecosystems & Environment 105: 581-594.

Landbrugsavisen, 17.03.2010. "Regeringen udskyder dele af Grøn Vækst.

Lobo, G.S., Costa Nogueira, R. & Brito, A. (2005). "A Scenario Building Methodology to Support the Definition of Sustainable Development Strategies: the Case of the Azores Region". Paper at the 11th Annual International Sustainable Development Research Conference, June 6-8 2005, Helsinki, Finland.

Miljøministeriet, Finansministeriet, Fødevarerministeriet (2007). "Rapport fra et tværministerielt udvalg: Analyse af virkemidler til opfyldelse af Pesticidplan 2004 - 2009 mål om en behandlingshyppighed på 1,7". Januar 2007. Miljø- og Planlægningsudvalget. MPU alm. del - Bilag 242.

Ministry of Food, Agriculture and Fisheries (2010). "The Danish Rural Development Programme 2007-2013". 3 May 2010. Downloaded from www.fvm.dk November 2010.

Miljøministeriet (2009). "Uacceptabel stigning i landbrugets pesticidforbrug" (pressemeddelelse). Downloadet 23. november 2010 fra http://www.mim.dk/Nyheder/Pressemeddelelser/2009/20090908_bekaempelsesmiddelstatistik.htm.

Ministeriet for Fødevarer, Landbrug og Fiskeri (2008). Hovedpunkterne i sundhedstjekket af den fælles landbrugspolitik. Downloadet 23. november 2010 fra http://www.fvm.dk/EU's_sundhedstjek_af_landbrugspolitikken.aspx?ID=22937

Navntoft, S. (2009). "Buffer zones for biodiversity for plants and arthropods: is there a compromise on width?" Bekæmpelsesmiddelforskningsrapport nr. 127. http://www2.mst.dk/common/Udgivramme/Frame.asp?http://www2.mst.dk/udgiv/publications/2009/978-87-92617-09-5/html/default_eng.htm

Nielsen, H.Ø., Christensen, T. & Pedersen, A.B. (2007). "Mulige udviklingstendenser i EU's landbrugspolitik på langt sigt". Bilagsrapport til Miljøstyrelsen i projektet EU's landbrugsordninger og pesticidpolitikken.

Nielsen, H.Ø., Hasler, B., Jacobsen, L.-B., Topping, C., Dalgaard, T., Christensen, T. & Pedersen, A.B. (2010). "Beskrivelse af politikscenarier". Bilagsrapport til Miljøstyrelsen i projektet EU's landbrugsordninger og pesticidpolitikken.

North, M.J., Macal, C.M., St Aubin, J., Thimmapuram, P., Bragen, M., Hahn, J., Karr, J., Brigham, N., Lacy, M.E. & Hampton, D. (2009). "Multiscale agent-based consumer market modeling". Complexity, 15, 37-47.

Odderskær, P., Topping, C., Rasmussen, J., Petersen, M.B., Dalgaard, T. & Erlandsen, M. (2006). "Ukrudtsstriglingens effekter på dyr, planter og resourceforbrug". Bekæmpelsesmiddelforskning rapport no. 105. Miljøstyrelsen, København. 127 pp. <http://www.mst.dk/Udgivelser/publikationer/2006/12/87-7052-343-6.htm>

- Olesen, C.R. & Asferg, T. (2006). Assessing potential causes for the population decline of European brown hare in the agricultural landscape of Europe – a review of the current knowledge. National Environmental Research Institute. - NERI Technical Report 600: 32 pp. (electronic).
- Pedersen, A.P., Nielsen, H.Ø. & Christensen, T. (2007). "Muligheder og barrierer på kort sigt i EU's landbrugsordninger". Bilagsrapport til Miljøstyrelsen i projektet EU's landbrugsordninger og pesticidpolitikken.
- Rambøll Management (2008). "Evaluering af målopfyldelse og virkemidler i Pesticidplan 2004-09". Miljøprojekt Nr. 1247, Miljøministeriet. 135 s.
- Regeringen (2004). "Handlingsplan for biologisk mangfoldighed og naturbeskyttelse i Danmark 2004-2009", København: Miljøministeriet.
- Regeringen (2009). "Aftale om Grøn Vækst".
- Rosenbom, A.E., Brusch, W., Juhler, R.K., Ernsten, V., Gudmundsson, L., Kjær, J., Plauborg, F., Grant, R., Nyegaard, P. & Olsen, P. (2010) The Danish Pesticide Leaching Assessment Programme. De Nationale Geologiske Undersøgelser for Danmark og Grønland, 2010. ISBN 978-87-7871-279-0. www.pesticidvarsling.dk
- Rygnestad, H., Jensen, J.D., Dalgaard, T. & Schou, J.S. (2002). "Cross-achievements between policies for drinking water protection". Journal of Environmental Management 64: 77-83.
- Schou, J.S., Paaby, H. Jensen J.D. & Vetter, H. (1996). "Landbrugspolitik og miljøregulering - 2. Delrapport". Miljøprojekt nr. 321, Miljøstyrelsen, p. 68.
- Schou, J.S., Sørensen, P.B. & Andersen, J.M. (2000). "Integrering af landbrugsdata og pesticid-miljømodeller". Faglig rapport fra DMU, nr. 326.
- Strandberg, B., personlig kommunikation, juni 2010.
- Topping, C.J. (2005). The impact on skylark numbers of reductions in pesticide usage in Denmark: Predictions using a landscape-scale individual based model. NERI Technical Report, vol. 527, 34 pp. http://www2.dmu.dk/1_Viden/2_Publikationer/3_Fagrappporter/rapporter/FR527.pdf
- Topping, C.J., Hansen, T.S., Jensen, T.S., Jepsen, J.U., Nikolajsen, F. & Odderskaer, P. (2003). "ALMaSS, an agent-based model for animals in temperate European landscapes". Ecological Modelling, 167, 65-82.
- Topping, C.J. & Høye, T.T. (2010). "Report on the wildlife impacts of unsprayed margin and quota scenarios as modelled in ALMaSS". Bilagsrapport til Miljøstyrelsen i projektet EU's landbrugsordninger og pesticidpolitikken.
- Topping, C.J. & Odderskaer, P. (2004). "Modeling the influence of temporal and spatial factors on the assessment of impacts of pesticides on skylarks". Environmental Toxicology and Chemistry, 23, 509-520.

Ørum, J.E. (1999). Driftsøkonomiske konsekvenser af en pesticidudfasning. Rapport 107. Fødevarerøkonomisk Institut.

Ørum, J.E. (2003). "Driftsøkonomisk analyse af reduceret pesticidanvendelse i dansk landbrug". Fødevarerøkonomisk Institut, Rapport nr. 163, København.

Ørum, J.E., Boesen, M.V., Jørgensen, L.N. & Kudsk, P. (2008). "Opdateret analyse af de driftsøkonomiske muligheder for en reduceret pesticidanvendelse i dansk landbrug - en beskrivelse af udviklingen fra 2003 - 2008". Rapport nr. 197, Fødevarerøkonomisk Institut, Københavns Universitet.